



Marina Santos Sequeira

Licenciatura em Engenharia do Ambiente

**Utilização de Ultrafiltração para reutilização
de águas residuais – Caso de Estudo ETAR
Alfa**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do
Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Leonor Amaral, Professora Auxiliar, Faculdade de Ciências e
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Co-orientador: Sandrina Samagaio, Engenheira do Ambiente na TEKBOX

Júri:

Presidente e Arguente: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano

Vogal: Prof. Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Vogal: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Setembro de 2017

Utilização de Ultrafiltração para reutilização de águas residuais – Caso de Estudo ETAR Alfa

Copyright © Marina Santos Sequeira, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

À **Professora Doutora Leonor Amaral**, enquanto orientadora desta dissertação, pelos ensinamentos transmitidos e o seu incentivo permanente ao rigor e espírito crítico que tiveram um contributo muito importante, tanto para a elaboração deste trabalho, como na construção de uma consciência científica mais robusta.

À **Engenheira Sandrina Samagaio**, pela sua disponibilidade no esclarecimento de dúvidas, pelos elementos de suporte ao caso de estudo que me facultou e pela transmissão do seu conhecimento, que se revelaram fundamentais para a elaboração desta dissertação.

Ao **Engenheiro Tiago Teles** pela oportunidade de elaborar esta dissertação em parceria com a empresa TEKBOX, que contribui em muito para consolidar os meus conhecimentos adquiridos ao longo do curso e adquirir mais experiência na área de engenharia sanitária.

Ao **Márcio Samora**, pela sua total disponibilidade em ajudar-me, pelo seu gosto na partilha de conhecimentos e pela amizade que demonstrou desde o início deste trabalho.

Aos meus amigos da faculdade, em especial à **Cláudia, Jacinta, Matilde, Pinto, Charrua, Barroca, Nuno e João**, pelo companheirismo ao longo destes anos e em particular nesta fase, que permitiram agilizar os momentos menos bons e colecionar outros tantos bons momentos.

Aos **meus restantes amigos** pelas palavras de força, ânimo e incentivo e, por todas as vezes que não me deixaram faltar a momentos de lazer que tão bem me fizeram e me encheram de energia.

À **Mariana**, pela sua ajuda incansável, pelos conselhos, pelo seu apoio constante nesta fase e pela enorme amizade.

Ao **Bernardo**, por ser das melhores pessoas que já conheci. Pelo amor, compreensão e inteira dedicação. Pela força transmitida e estreito companheirismo. Por acreditar em mim e fazer-me acreditar também.

Aos **meus pais** que sempre me deixaram voar, indicando-me sempre os bons trajetos. Por todo o amor. O meu maior obrigado.

Resumo

Com o aumento da população mundial e da urbanização, a pressão sobre os recursos hídricos intensificou os fenómenos de escassez hídrica corroborando a necessidade de explorar origens de água alternativas para produção de água. A reutilização de águas residuais tem vindo a afirmar-se como um contributo alternativo a esta procura, nomeadamente para fins não potáveis como rega agrícola, usos industriais e usos domésticos.

A aplicação de tecnologias de membranas como a Ultrafiltração (UF) tem emergido nos últimos anos na recuperação/reutilização de água residual face ao tratamento convencional, pela sua capacidade em separar microrganismos como bactérias e vírus, sem a necessidade de usar produtos químicos na água tratada (permeado). Desta tecnologia obtém-se uma água residual tratada com níveis de qualidade que permitam a sua utilização adequada aos usos a que se destina.

Esta dissertação teve como principal objetivo demonstrar a viabilidade de um sistema de UF para reutilização de água na ETAR Alfa - objeto de estudo. Para isso foram avaliadas as características da ETAR através dos registos diários dos caudais afluentes e da recolha e análise de amostras do afluente à ETAR e do efluente tratado. Desta forma, foi possível avaliar as concentrações do afluente e do efluente tratado, percentagens de redução da carga poluente após a desinfecção por ultravioletas (UV) e da concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Coliformes Fecais (CF) após a UF. Bem como avaliar a qualidade do efluente tratado face aos requisitos de descarga no meio recetor natural, pelo D.L nº 152/97 e de utilização para rega dirigido pelo Anexo XVI do D.L nº 236/98.

Palavras-chave: águas residuais tratadas, reutilização, ETAR, ultrafiltração, rega, coliformes fecais

Abstract

As the population and urbanization increase, a need to explore alternative sources for water production has been identified as an answer to water scarcity. The reuse of wastewater can contribute to this demand, especially for non-potable purposes such as agricultural irrigation, industrial uses and domestic practices.

Lately, the application of membrane technologies such as ultrafiltration (UF) is growing due to its ability to separate microorganisms such as protozoan cysts, bacteria and viruses, without the need for chemicals in treated water (permeate). From this technology is obtained treated wastewater with levels of quality that allow its proper use to the uses for which it is intended.

This dissertation's aim is to demonstrate the viability of a UF system for water reuse in the Wastewater Treatment Plant (WWTP) Alfa – object of study. For this purpose, the WWTP features were appraised through the daily records of the incoming wastewaters, as well as samples' collection and analysis of the affluent in the WWTP and the treated effluent. In this way, it was possible to evaluate the affluent and treated effluent concentrations. The percentages of the pollutant load reduction after ultraviolet (UV) disinfection and the concentration of Total Suspended Solids (TSS) and Coliforms Fecal (CF) after UF were also measured. It was also possible to assess the quality of the treated effluent in view of the discharge requirements in the natural receiving medium, by D.L n° 152/97 and of use for irrigation directed by Annex XVI of D.L n° 236/98.

Keywords: wastewater treated, reuse, WWTP, ultrafiltration, irrigation, fecal coliforms

Índice de Matérias

1	Introdução.....	1
1.1	Considerações iniciais	1
1.2	Enquadramento	1
1.3	Objetivos do trabalho	3
1.4	Organização do trabalho.....	3
2	Reutilização de água residual	5
2.1	Enquadramento do Problema	5
2.2	Reutilização de água de residual como estratégia de conservação da água.....	6
2.3	Aplicações de água residual tratada	8
2.3.1	Reutilização de água residual tratada em Portugal	11
2.4	Riscos associados à reutilização de água residual	13
2.5	Enquadramento legislativo.....	15
3	Processos de membranas	19
3.1	Definição de membrana, sua função e estrutura.....	19
3.2	Ultrafiltração	24
3.2.1	Tipo de membranas e configurações.....	26
3.2.2	Operação.....	29
3.2.3	Transporte do soluto através de membranas porosas	31
3.2.4	Polarização por concentração	31
3.2.5	Fouling.....	32
3.2.6	Remoção do <i>Fouling</i>	34
4	Caso de estudo: ETAR ALFA	38
4.1	Caraterização do caso de estudo	38
4.2	Linha de tratamento.....	40
4.2.1	Tratamento Preliminar	41
4.2.2	Tratamento Secundário	42
4.2.3	Tratamento Terciário	43
4.2.4	Tratamento da Fase Sólida.....	44
4.3	Processo de Ultrafiltração.....	45
5	Monitorização	52
6	Discussão de resultados.....	58
6.1	Caracterização das águas residuais	59
6.1.1	Análise do caudal afluente à ETAR	59
6.2	Análise do caudal de água de serviço para reutilização.....	62
6.3	Caraterização do Afluente à ETAR	63

6.4	Caraterização do Efluente Tratado	66
6.4.1	Análise das características do efluente tratado de acordo com os requisitos de descarga no meio recetor.	70
6.4.2	Eficiência de tratamento	72
6.5	Caracterização do efluente da Ultrafiltração	74
6.6	Balanço energético do sistema de ultrafiltração	79
7	Conclusões e desenvolvimentos futuros	82
7.1	Conclusões.....	82
7.2	Desenvolvimentos futuros.....	83
	Referências bibliográficas.....	86
	Apêndice I – Esquema de tratamento da ETAR Alfa.....	93
	Apêndice II – Tabela Informativa	94

Índice de Figuras

Figura 2.1 - Número de meses que a escassez de água foi superior a 100% entre 1996 e 2005	6
Figura 2.2 - Campos de aplicação de água residual no mundo.....	10
Figura 2.3 - Aplicação de água residual tratada após tratamento terciário a nível global	11
Figura 3.1 - Representação esquemática do processo de separação por membranas.....	19
Figura 3.2 - Capacidade de separação dos processos de membranas	23
Figura 3.3 - Diagrama esquemático da permeação de membranas	27
Figura 3.4 - Desenho esquemático dos dois sentidos de fluxo.....	30
Figura 3.5 - Esquema dos dois modos de operação de membranas circuito fechado e recirculação.....	30
Figura 3.6 - Desenho esquemático de polarização de concentração e fouling.....	32
Figura 3.7 - Esquema dos três estágios no declínio do fluxo.....	33
Figura 3.8 - Representação da lavagem Backwash e do modo de filtração num módulo de fibra oca.....	35
Figura 4.1 - Representação da linha de tratamento da ETAR Alfa	41
Figura 4.2 - Módulo ZeeWeed® 1500-600.....	47
Figura 4.3 – Sistema de UF instalado na ETAR Alfa.....	48
Figura 5.1 - Linha de Tratamento da fase Líquida com os pontos de amostragem	53
Figura 5.2 - Linha de tratamento Fase sólida com pontos de amostragem	53
Figura 6.1 – Caudais médios afluentes à ETAR por mês.....	59
Figura 6.2 – Precipitação e caudal médio mensal.....	60
Figura 6.3 – Relação entre os caudais médios tratados, caudais médios de água de serviço e percentagem de reutilização.....	63
Figura 6.4 – Concentração de CBO ₅ afluente à ETAR	64
Figura 6.5 - Concentração de CQO afluente à ETAR	64
Figura 6.6 - Concentração de SST afluente à ETAR.....	64
Figura 6.7 - Concentração de SSV afluente à ETAR	64
Figura 6.8 – pH afluente à ETAR	65

Figura 6.9 – Concentração de Óleos e Gorduras afluyente à ETAR	65
Figura 6.10 - Concentração de N_T afluyente à ETAR	65
Figura 6.11 - Concentração de P_T afluyente à ETAR	65
Figura 6.12 – Concentração de CBO_5 no efluente de UV e VLE	67
Figura 6.13 - Concentração de CQO no efluente de UV e VLE	67
Figura 6.14 – Concentração de SST no efluente de UV e VLE	67
Figura 6.15 - Concentração de SSV no efluente de UV.....	67
Figura 6.16 – pH no efluente de UV e VLE	68
Figura 6.17 - Concentração de Óleos e Gorduras no efluente de UV	68
Figura 6.18 – Concentração de N_T no efluente de UV e VLE	68
Figura 6.19 - Concentração de P_T no efluente de UV e VLE	68
Figura 6.20 - Concentração média de CF no efluente de UV e VLE	71
Figura 6.21 - Percentagens de remoção de CBO_5 , CQO e SST no efluente tratado	73
Figura 6.22 - Concentração de SST no efluente de UV e no efluente de UF	75
Figura 6.23 - Concentração de Coliformes Fecais no permeado de UF	75
Figura 6.24 - Percentagens de remoção do sistema UV e UF	77

Índice de Tabelas

Tabela 2.1 - Composição típica de águas residuais urbanas não tratadas	14
Tabela 2.2 - Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais urbanas	15
Tabela 3.1 - Características das Membranas nos vários processos de Filtração	22
Tabela 3.2 - Principais tipos e configurações de membranas	28
Tabela 4.1 - Critérios de dimensionamento no ano 0 e ano HP.....	40
Tabela 4.2 - Critérios de dimensionamento do sistema de Microtamisação e UV para o ano 0 e ano HP	45
Tabela 4.3 - Critérios de Dimensionamento do sistema de UF.....	48
Tabela 4.4 - Caraterísticas das etapas de lavagem efetuadas no sistema de UF	50
Tabela 5.1 - Frequência da recolha de amostras nos pontos de amostragem na fase sólida ...	55
Tabela 5.2- Frequência da recolha de amostras nos pontos de amostragem na fase líquida ...	56
Tabela 6.1 – Dias de amostragem por parâmetro e por mês.....	58
Tabela 6.2 – Caudais ao longo da linha de tratamento e percentagem de reutilização.....	62
Tabela 6.3 - Objetivos de qualidade do efluente final da ETAR.....	73
Tabela 6.4 - Número de dias de amostragem por variação de concentração de E.coli	76
Tabela 6.5 – Potência unitária por tipo de equipamento.....	79
Tabela 6.6 – Equipamentos utilizados nas subfases da UF	80
Tabela 6.7 – Tempos de funcionamento, potências e energia consumida em cada subfase da UF	81
Tabela 6.8 – Consumos energéticos médios diários de junho a junho	81
Tabela 6.9 – Custo médio energético total e do sistema de UF.....	81

Lista de Abreviaturas, siglas e símbolos

AC	Acetato de Celulose
CEB	Chemically Enhanced Backwash
CBO5	Carência Bioquímica de Oxigênio
CIP	Cleaning In Place
CQO	Carência Química de Oxigênio
$C_6H_8O_7$	Ácido cítrico
d	Dia
ERSAR	Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos
ETAR	Estação De Tratamento de Águas Residuais
EU	União Europeia
FCT	Faculdade de Ciências e Tecnologia
g	Gramma
h	Hora
HCl	Ácido Clorídrico
H_2O	Água
KWh	Quilowatt-hora
L	Litro
m	Metro
MF	Microfiltração
min	Minutos
N	Azoto
NF	Nanofiltração
OI	Osmose Inversa
OR	Osmose Reversa
O_2	Oxigênio
P	Fósforo
PEAASAR	Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais
pH	Potencial de Hidrogênio
PNUEA	Plano Nacional do Uso Eficiente da Água
SNIRH	Serviço Nacional de Informação de Recursos Hidricos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis

TMP	Pressão Transmembranar
UF	Ultrafiltração
UFC	Unidade de Formação de Colônias
UNICEF	United Nations Children's Fund
UNL	Universidade Nova de Lisboa
UV	Ultravioleta
VLE	Valores Limite de Emissão
WHO	World Health Organization
WWAP	World Water Assessment Programme
°C	Graus Celsius

1 Introdução

1.1 Considerações iniciais

A dissertação aqui apresentada intitula-se “Utilização de ultrafiltração para reutilização de água residual – Caso de Estudo ETAR Alfa” e foi elaborada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente pela Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT) da Universidade Nova de Lisboa (UNL).

A presente dissertação foi produzida num contexto empresarial, mediante a integração numa equipa que realizava o arranque da Estação de Tratamento de águas Residuais (ETAR) do caso de estudo apresentado e onde foram efetuados os ensaios práticos que deram suporte à elaboração desta tese.

Por razões de natureza comercial e por ainda não ter sido feita até à data da dissertação a receção da obra de reabilitação a que a ETAR foi sujeita, não foi autorizado pela entidade gestora da ETAR a sua nomeação, pelo que ao longo do trabalho esta é referida como ETAR Alfa.

Uma vez que no desenvolvimento da dissertação foi necessário conservar o sigilo da ETAR, alguns aspetos podem não ficar totalmente esclarecidos. O objetivo principal desta dissertação é aferir a eficiência do sistema de Ultrafiltração recentemente instalado na ETAR Alfa, permitindo a validação da utilização desta tecnologia no tratamento e na posterior reutilização de águas residuais.

1.2 Enquadramento

Com a consciencialização dos problemas ambientais e da efemeridade dos recursos não renováveis, o conceito de sustentabilidade tem vindo a ser intensamente abordado, com vista a alterar comportamentos e a preservar os recursos naturais.

Deste modo, em resposta às pressões crescentes sobre os recursos hídricos e aos problemas de escassez de água potável que se tem verificado em algumas partes do mundo, a reutilização de águas residuais tem vindo a tornar-se uma alternativa cada vez mais atrativa e sustentável na preservação dos recursos hídricos.

A reutilização das águas residuais tratadas assume-se como uma solução viável para responder aos problemas de escassez de água, devido à existência de elevados volumes disponíveis, pois diariamente em todo o Mundo são produzidas grandes quantidades de águas residuais cuja produção é independente de qualquer fator externo (Asano e Levine, 2004). Estas, após serem submetidas ao tratamento adequado, podem

constituir uma importante fonte de água e nutrientes para a agricultura, uma origem de água para usos urbanos não potáveis e para usos industriais, reduzido essencialmente a necessidade de água potável para consumo humano (Gomes, 2012).

Neste panorama de reutilização de águas residuais como estratégia de preservação dos recursos hídricos, o uso de tecnologias de separação por membranas, normalmente aplicadas em tratamentos de água para consumo, têm crescido significativamente nos últimos anos no tratamento de águas residuais. Esta evolução deve-se a normas de descarga da União Europeia (UE) mais rigorosas e a padrões de qualidade da água cada vez mais exigentes (Bixio *et al.*, 2006; Gonçalves, 2011). O facto de estes não serem totalmente conseguidos pelos processos convencionais de tratamento, levou à necessidade do aumento da eficiência de processos de tratamento de águas residuais e de afinação dos efluentes (Bourgeois, Darby e Tchobanoglous, 2000).

O aumento das exigências de qualidade no tratamento de águas residuais deve-se sobretudo à descoberta contínua de um número cada vez maior de compostos químicos, nomeadamente de origem farmacêutica e produtos de higiene e cuidado pessoal, presentes nas águas residuais que constituem uma ameaça para a saúde humana, bem como para os ecossistemas aquáticos (Acero *et al.*, 2010).

Acero *et al.*, 2010, salientam um caso onde mais de 200 compostos químicos diferentes foram identificados em efluentes tratados de ETAR. Vários outros estudos mostram igualmente que as ETAR não degradam todos os resíduos de antibióticos, sendo os remanescentes libertados para o meio ambiente, colocando em risco a reutilização da água (Portugal, 2015). Neste âmbito, os processos de separação por membranas, nomeadamente a ultrafiltração (UF), são considerados uma tecnologia bastante eficiente, uma vez que permitem ótimos resultados na eliminação de vírus e bactérias, baixa necessidade de químicos para tratamento, menor área para implantação e menor produção de resíduos, o que os torna competitivos face a um sistema de tratamento convencional, como a desinfecção por adição de cloro (Gonçalves, 2011). A UF é um dos processos de separação por membranas normalmente utilizados na recuperação e reutilização de água uma vez que apresentam elevadas eficiências de remoção de substâncias em suspensão da água, incluindo vírus e apresentam uma boa relação custo-eficiência (Teixeira, 2001).

Deste modo, o tratamento terciário nas ETAR com recurso à UF melhora a qualidade de águas residuais tratadas, uma vez que nesta etapa as águas residuais são submetidas a uma filtração para remoção de nutrientes, bactérias e compostos tóxicos

específicos, produzindo no final um efluente que pode ser reutilizado em diversos usos sem qualquer risco associado.

A ETAR Alfa constitui em Portugal um dos poucos casos em que o tratamento terciário é complementado com recurso a UF. Nas ETAR em que é efetuada a reutilização de águas residuais tratadas sobretudo para rega paisagística, na sua maioria, a linha de tratamento termina com a etapa de desinfecção por raios Ultravioleta (UV).

1.3 Objetivos do trabalho

A presente dissertação tem como principal objetivo avaliar a possibilidade de utilizar sistemas de separação por membranas, UF, para recuperação e reutilização de água residual tratada para uso de serviços na própria ETAR, nomeadamente a lavagem de veículos municipalizados.

De modo a aferir a viabilidade e a eficiência deste tipo de tecnologia, serão avaliadas as características físico-químicas e os parâmetros microbiológicos das águas residuais afluentes à ETAR ao longo da linha de tratamento até ao destino final, de acordo com a informação referente às linhas de orientação portuguesas para a reutilização de águas residuais tratadas, assim como a informação referente às tecnologias de tratamento complementares mais indicadas.

Com a finalidade de atingir o objetivo principal, definiram-se dois objetivos específicos:

- 1) Recolha das amostras *in situ* desde o início de atividade da ETAR Alfa, após a sua reabilitação;
- 2) Comparação dos resultados obtidos com os Valores Limite de Emissão (VLE) para descargas de águas residuais tratadas, assim como para a reutilização de água urbana tratada a utilizar na rega, impostos pela legislação atual.

1.4 Organização do trabalho

A dissertação está dividida em sete capítulos, incluindo as referências bibliográficas e os apêndices.

O primeiro capítulo inclui uma breve abordagem teórica sobre o tema de dissertação e qual o objetivo do trabalho aqui realizado.

O capítulo dois consiste numa revisão da literatura onde é abordado o tema da reutilização da água residual, no qual se refere o enquadramento do problema; a reutilização como estratégia de conservação da água; as aplicações da água residual tratada em Portugal; os riscos associados à reutilização de águas residuais e o enquadramento legislativo nacional.

O terceiro capítulo divide-se em duas partes, sendo a primeira uma revisão de literatura onde se descreve na generalidade os processos de membranas, bem como a definição da membrana, sua função e estrutura. A segunda parte centra-se apenas no processo de UF, expondo os conceitos teóricos dos tipos de membrana aplicados a este processo, assim como o modo de operação na filtração de água e os efeitos ocorridos nas membranas ao longo do tempo.

No quarto capítulo procede-se à descrição da ETAR em estudo, caracterizando a linha de tratamento da fase líquida e da fase sólida, bem como o sistema de UF instalado para reutilização da água tratada.

No capítulo cinco é apresentada a metodologia que consiste na descrição do trabalho prático efetuado na ETAR, nomeadamente o tipo de amostras recolhidas ao longo da linha de tratamento nos diferentes pontos de amostragem, a periodicidade das recolhas e os parâmetros físico-químicos analisados em cada ponto.

No capítulo seis são apresentados os resultados obtidos das análises das amostras recolhidas, efetuando a comparação entre a água afluyente à linha de tratamento com a água efluente do tratamento UV, em que parte do caudal tratado é descarregado diretamente no meio recetor e outra parte segue para o sistema de UF. Paralelamente é feita a comparação entre o efluente do sistema UV com o efluente do sistema UF para posterior reutilização.

O sétimo e último capítulo evidencia as conclusões aferidas da análise dos resultados e menciona possíveis trabalhos futuros que possam dar continuidade a este tema.

2 Reutilização de água residual

2.1 Enquadramento do Problema

A água é um recurso natural essencial a todas as formas de vida e como tal, a sua preservação e proteção constituem uma das maiores prioridades e desafios que o Homem enfrenta atualmente. A água é, com efeito, um recurso indispensável à grande maioria das atividades económicas, em particular à indústria e à agricultura, com influência decisiva na qualidade de vida das populações, nomeadamente nas áreas de abastecimento de água potável e de drenagem e tratamento de águas residuais, que apresentam forte impacto na saúde pública (Soares, 2012).

A disponibilidade dos recursos hídricos é muito diversificada devido não só às características climáticas de cada zona, como a outras características próprias da região, nomeadamente as características demográficas (Monte e Albuquerque, 2010). A combinação de fatores geográficos e a variabilidade climática conduz a que certas regiões careçam gravemente de água. Acrescido a este fator, com o crescimento populacional, verificou-se a necessidade de implementar estratégias de saneamento básico, utilizando a água como meio de transporte e dando assim origem às águas residuais (Monte e Albuquerque, 2010).

Em 2015, a OMS e a UNICEF, no relatório do Progresso na Água Potável, Saneamento e Higiene, estimaram que 844 milhões de pessoas ainda não têm acesso a fontes de água potável, nem a 20 a 25L de água diariamente, o que é, segundo as Nações Unidas (ONU), o volume mínimo para assegurar a satisfação das necessidades básicas de cada pessoa. Cerca de 2,3 mil milhões de pessoas não têm acesso a saneamento básico, incluindo 892 milhões de pessoas que defecam ao ar livre (WHO e UNICEF, 2017).

Na Figura seguinte (Figura 2.1), é possível observar as zonas do globo, que no período de 1996 a 2005, sofreram com a escassez de água.

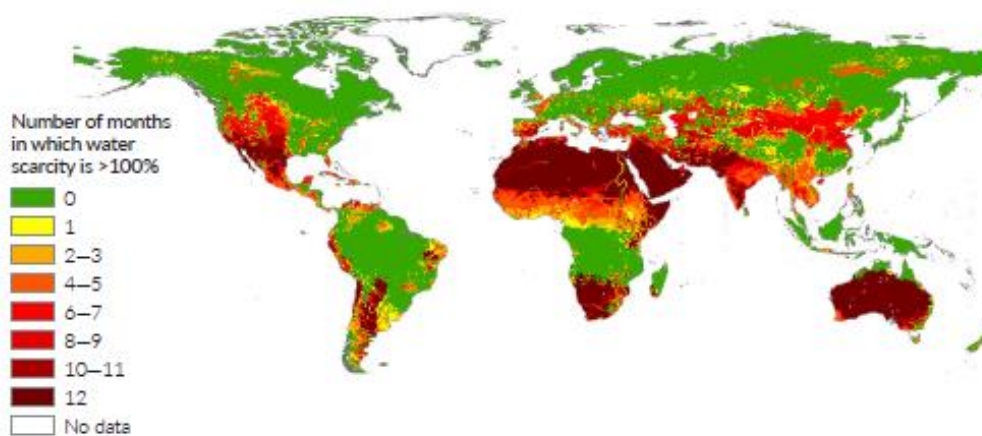


Figura 2.1 - Número de meses que a escassez de água foi superior a 100% entre 1996 e 2005 (UN WWAP, 2017)

De acordo com a Figura 2.1, dois terços da população mundial vivem em áreas que sofrem de escassez de água durante pelo menos um mês por ano, sendo esta evidente em certas regiões áridas e semiáridas como o Médio Oriente, o norte de África, a Península Arábica, parte do subcontinente indiano e o norte da China (UN WWAP, 2017).

A escassez de água é cada vez mais um tema corrente e preocupante, pois para além de ser um dos maiores problemas dos países subdesenvolvidos, começa a representar igualmente uma ameaça para os países desenvolvidos, tornando esta problemática provavelmente no maior desafio futuro para a humanidade. Em 2016, a escassez hídrica foi considerada o risco global de maior preocupação para as pessoas e as economias, para os próximos dez anos (Schwab, 2015).

Os cidadãos europeus não sofrem com a escassez devastadora de água e a fraca qualidade da água experimentada em outras regiões do mundo. No entanto, a sobre-exploração por uma série de setores económicos representa uma ameaça para os recursos hídricos da Europa. Como consequência, nos últimos anos os problemas de escassez de água são amplamente relatados com rios com fluxos de água reduzidos, baixas precipitações que conduzem a períodos de seca, assim como uma diminuição da qualidade de água (Bixio *et al.*, 2006; Collins, Kristensen and Thyssen, 2009). Nos últimos trinta anos, as secas aumentaram drasticamente em número e intensidade na UE e pelo menos 11% da população europeia e 17% do seu território foram afetados pela escassez de água até à data (UN WWAP, 2017).

Devido ao evidente crescimento populacional, elevadas necessidades de consumo de recursos hídricos têm vindo a intensificar-se o que, consequentemente tem vindo a conduzir a uma degradação quantitativa e qualitativa dos mesmos.

Relativamente a este antagonismo várias estratégias têm sido implementadas, de modo a garantir o equilíbrio entre o consumo e a degradação dos recursos hídricos promovendo, assim a sua sustentabilidade (Monte e Albuquerque, 2010).

2.2 Reutilização de água de residual como estratégia de conservação da água

A água residual constitui uma componente crítica do ciclo da água e por isso implica uma monitorização imprescindível em toda a gestão do ciclo hidrológico. Esta, ao ser descarregada nas linhas de água superficiais, retorna ao seu meio natural, tornando-se disponível para ser novamente captada e dar início a um novo ciclo – o que por si só representa uma reutilização natural e não planeada das águas residuais. (Raschid-Sally e Jayakody, 2008; Monte e Albuquerque, 2010).

No entanto este recurso era muitas vezes considerado como um componente do ciclo da água inutilizável. Desde o início do século XX que esta perceção tem vindo a alterar-se devido a fenómenos de stress hídrico e a desequilíbrios na gestão da água, que proporcionaram uma visão valiosa sobre projetos de reutilização de águas residuais (Zhang, 2006).

Só na década de 70 do século XX é que se realizaram as primeiras conferências à escala global ligadas às questões da gestão e planeamento dos recursos hídricos, pelo que só a partir desta altura as águas residuais começaram a ser encaradas como uma fonte potencialmente acessível e sustentável de água, energia, nutrientes, matéria orgânica e outros subprodutos úteis que, quando sujeitas ao tratamento adequado para a sua reutilização, fornecem numerosas oportunidades para usos diversos (Branco, 2007; UN Water, 2016).

A reutilização de águas residuais como estratégia de combate à escassez de recursos hídricos é, no seu sentido mais lato, uma reutilização planeada, em que as águas residuais são tratadas e utilizadas para uma aplicação que represente um benefício socioeconómico (Monte e Albuquerque, 2010). No contexto de economia circular, o desenvolvimento económico é equilibrado com a proteção de recursos e meio ambiente, promovendo a sustentabilidade, onde um produto mais limpo e economicamente mais sustentável tem um efeito positivo sobre a qualidade da água (UN WWAP, 2017).

A quantidade de efluentes do tratamento de águas residuais urbanas aumentou nas últimas décadas. Para além disso, a rápida evolução da sociedade levou a uma maior

necessidade de utilização de água de qualidade, não só para o consumo urbano como para outros setores como a indústria e agricultura, levando a uma sobre-exploração deste recurso (Acero *et al.*, 2010). Deste modo, a reutilização de águas residuais tratadas pode ser considerada um abastecimento de água viável, uma vez que a produção de águas residuais é independente de fatores climáticos e de períodos de seca sazonal, apresentando uma produção relativamente constante durante todo o ano (Wintgens *et al.*, 2005).

O papel potencial da reutilização de águas residuais tratadas como uma fonte alternativa de abastecimento de água é agora bem reconhecido e incorporado nas estratégias internacionais, europeias e nacionais. O Plano Estratégico de Implementação da Parceria Europeia para a Inovação na Água aponta a reutilização da água como uma das principais prioridades para salvaguardar os recursos hídricos da Europa (UN WWAP, 2017). O objetivo do desenvolvimento sustentável para o setor da água visa especificamente um aumento substancial na reciclagem e reutilização segura a nível mundial em 2030 (WHO e UNICEF, 2017a).

De acordo com (Asano e Levine, 2004) e (Zhang, 2006) dos inúmeros benefícios que a reutilização de águas residuais tratadas apresenta, destacam-se:

1) Conservação dos recursos hídricos:

Conserva o abastecimento de água disponível, na medida em que substitui a utilização de água potável em atividades que não exigem água com elevada qualidade. E constitui uma alternativa para responder às necessidades de água presentes e futuras.

2) Economia de recursos:

A reutilização de água reduz a descarga de águas residuais nas linhas de água, diminuindo consequentemente o nível de nutrientes no meio aquático. Tal permite a preservação da qualidade ambiental dos ecossistemas marinhos e do ciclo hidrológico. Para além disso, a água tratada contém nutrientes que, quando usados na irrigação agrícola, fertilizam o solo e as culturas, evitando assim o uso de fertilizantes químicos, diminuindo consequentemente a poluição dos solos e da água.

2.3 Aplicações de água residual tratada

Num projeto de implementação de recuperação e reutilização de água residual tratada, a utilização a que se destina irá delimitar o tipo de tratamento de águas residuais necessário para proteger a saúde pública e o meio ambiente e o grau de confiabilidade exigido para cada sequência de processos e operações de tratamento. Segundo (Asano e Levine, 2004) as aplicações de reutilização de água reúnem-se em sete categorias:

1) Irrigação agrícola; esta atividade representa atualmente o maior uso de reutilização da água residual em países industrializados e em desenvolvimento, nomeadamente em regiões semiáridas e ilhas (Nazari, Eslamian e Khanbilvardi, 2012).

2) Irrigação de paisagem, incluindo a irrigação dos parques; campos de golfe; mediações da autoestrada; áreas ajardinadas.

3) Reutilização industrial, que inclui água de arrefecimento, aquecimento e processamento.

4) Recarga de água subterrânea - injeção direta para aquíferos, barreiras hidráulicas e bacias de infiltração.

5) Utilizações ambientais e recreativas, esta categoria envolve usos não potáveis relacionados com recursos de água terrestres, como o desenvolvimento de lagos recreativos.

6) Usos urbanos não potáveis, que incluem proteção contra incêndio, ar condicionado, lavagem de veículos, descarga de autoclismos e descarga de esgotos sanitários.

7) Reutilização direta ou indireta de água potável.

Na Figura 2.2 encontram-se esquematizados os campos de aplicação de água residual tratada globalmente.

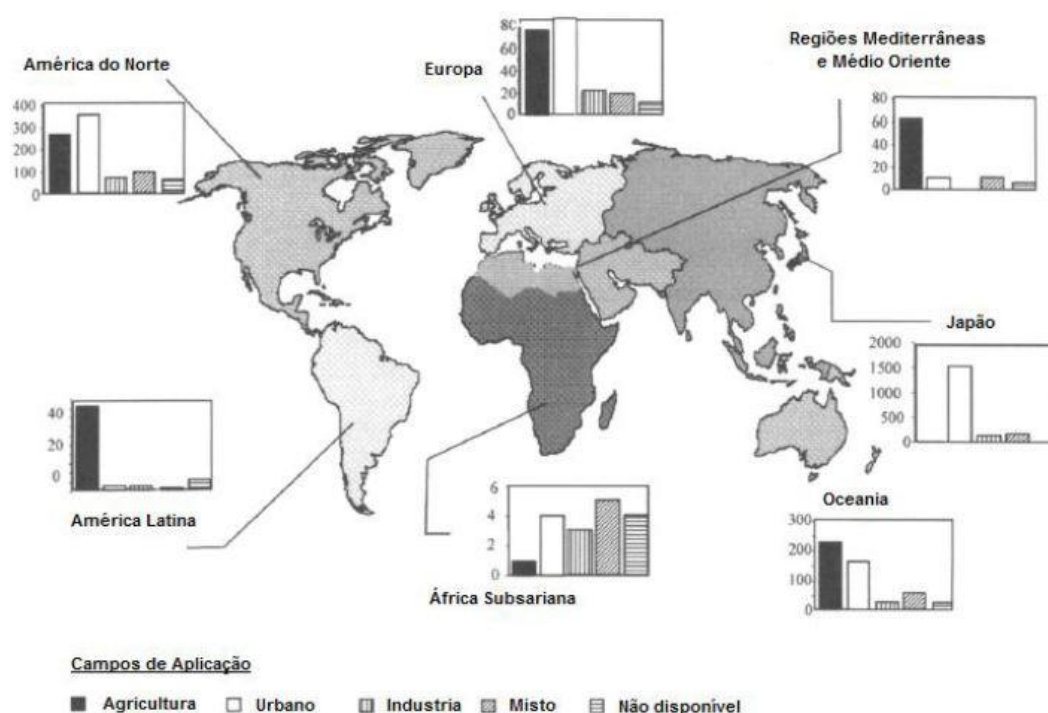


Figura 2.2 - Campos de aplicação de água residual no mundo (Gonçalves, 2011 adaptado de Wintgens et al., 2005).

Na figura 2.2 é possível observar que o setor onde se utiliza mais água residual, a nível global, é a agricultura. No entanto na Europa, o setor onde se verifica uma maior reutilização de água residual é em usos urbanos, seguidos da rega agrícola. Assim, como em Portugal, onde as aplicações de reutilização de águas residuais tratadas para usos urbanos não potáveis incidem sobre processos industriais, lavagem de ruas, automóveis, rega paisagística e o combate a incêndios (Monte e Albuquerque, 2010).

Na Figura 2.3, pode observar-se em termos percentuais, onde é aplicada a água residual após tratamento terciário em âmbito global (UN WWAP, 2017).



Figura 2.3 - Aplicação de água residual tratada após tratamento terciário a nível global (UN WWAP, 2017)

No entanto, é importante notar que apenas uma pequena parcela das águas residuais produzidas globalmente, passa efetivamente pelo tratamento terciário. Desta forma, tal como se pode observar na Figura 2.3, é a agricultura que corrobora mais a aplicabilidade de águas residuais tratadas (32%), seguida pela irrigação paisagística (20%) e pela aplicação industrial (19,3%).

2.3.1 Reutilização de água residual tratada em Portugal

Portugal é um dos países da UE que dispõe de elevada abundância no que respeita a disponibilidade hídrica. Porém, os recursos hídricos em Portugal são irregulares quanto à sua distribuição geográfica (maior abundância no Norte de Portugal Continental e na vertente atlântica e maior escassez a Sul do rio Tejo e na vertente continental). E no que diz respeito à sua sazonalidade (durante o Verão dos últimos anos, nas regiões do Alentejo e Algarve, têm-se verificados períodos de seca severas), (Beltrão *et al.*, 2005; Monte e Albuquerque, 2010).

Desta forma, o desenvolvimento da captação de água em Portugal não poderá assentar essencialmente nos rios e nos aquíferos menos profundos, mais acessíveis, os quais já se encontram largamente aproveitados (Monte e Albuquerque, 2010). Torna-se assim evidente a necessidade do desenvolvimento de origens de água alternativas para satisfação do crescimento das necessidades. Visto que em Portugal existem algumas regiões que são sujeitas anualmente ao stresse hídrico, a reutilização das águas residuais como estratégia associada à disponibilidade da água, nestes locais e no restante território nacional assume cada vez maior importância, (Gomes, 2011).

Por conseguinte, existe uma crescente necessidade de implementação de sistemas de reutilização de águas residuais tratadas para usos menos exigentes, como a rega. Na UE são reutilizados anualmente cerca de mil milhões de metros cúbicos, perfazendo cerca de 2,4 % da água tratada. Em Portugal em 2015 apenas 23 entidades gestoras reutilizaram água, correspondendo a 7,8 milhões de metros cúbicos, ou seja, a cerca de 1,2 % da água residual tratada em estações de tratamento. Das ETAR que reutilizaram água, apenas 15% da água tratada foi utilizada para uso próprio e 85% foi fornecida a outras entidades (ERSAR, 2016).

Apesar da reutilização de águas residuais tratadas não ter ainda um impacto significativo em Portugal, a importância estratégica da reutilização de água na conservação deste recurso, levou a que diversas entidades reguladoras reunissem esforços no estudo e desenvolvimento de documentação nacional, de forma a possibilitar uma utilização instruída e segura da reutilização de águas (Messias, 2012).

Considerando o panorama turístico tão predominante no nosso país, a rega paisagística, onde se inclui a rega de campos de golfe, constitui uma importante aplicação onde as águas residuais podem ser utilizadas, uma vez que esta atividade é altamente consumidora de água e os requisitos de qualidade da água são normalmente menos exigentes para este tipo de utilização. O potencial desta prática no nosso país é enorme, considerando que o volume de água residual tratada descarregada no ano 2000 era suficiente para suprir 10% das necessidades em água para rega num ano seco, sem necessidade de armazenamento sazonal (Ramalho *et al.*, 2007)

A existência de um número cada vez maior de campos de golfe em Portugal, principalmente no Algarve tem desenvolvido a implementação de projetos para a reutilização de águas residuais tratadas para rega (Beltrão *et al.*, 2005; Monte e Albuquerque, 2010). Assim, a Águas do Algarve, é uma das entidades que mais tem apostado nesta vertente, reutilizando aproximadamente 3,5% das águas residuais tratadas para lavagem de equipamentos e rega de espaços verde, em treze ETAR algarvias.

Em Portugal, ao longo dos últimos anos, tem sido realizado um esforço ao nível do desenvolvimento dos sistemas de saneamento, com a melhoria das infraestruturas existentes e a construção de novas redes de drenagem e ETAR (Sousa, 2009). O investimento inicial para reabilitar as ETAR existentes com tratamentos de afinação com vista à reutilização não será demasiado elevado. Estes custos dependerão obviamente de variados fatores, que precisam ser avaliados caso a caso, como por exemplo, o caudal disponível na ETAR, as opções de armazenamento, a distância aos pontos de aplicação ou a orografia do terreno (Gomes, 2011).

Deste modo Portugal poderá facilmente apostar na reutilização de águas residuais, pois grande parte das ETAR (cerca de 58,1%), já efetua o tratamento secundário das águas residuais e muitas das que foram construídas a partir do início do século XXI, apresentam um sistema de desinfecção a jusante do tratamento secundário ou até mesmo um tratamento terciário (Santos, 2008; APA, 2016).

Referente ao tratamento terciário, este é aplicado quando as condições do meio recetor exigem padrões de qualidade mais elevados por se tratar de zonas sujeitas a eutrofização, zonas balneares, de captações de água para consumo humano, entre outros, ou quando existe a possibilidade de se reutilizar os efluentes tratados (APA, 2016).

O processo mais comum do tratamento terciário é a filtração seguida de desinfecção por cloro ou UV (Bixio *et al.*, 2006). Para além do caso de estudo aqui apresentado, não são conhecidos outros em que se recorra à UF para tratamento de afinação de águas residuais em Portugal.

2.4 Riscos associados à reutilização de água residual

Embora a reutilização de água residual traga inúmeros benefícios para a preservação dos recursos hídricos, as águas residuais se não forem submetidas ao tratamento adequado podem ser potenciais ameaças à saúde pública e contaminar o meio ambiente (Monte e Albuquerque, 2010).

Em média, nos países subdesenvolvidos apenas 8% das águas residuais industriais e urbanas são submetidas a algum tipo de tratamento. Esse facto agrava a situação das populações menos favorecidas que com maior frequência podem ser expostas a águas residuais não tratadas, devido à falta de serviços de abastecimento e de saneamento adequados (Sato *et al.*, 2013).

As preocupações com a saúde humana e o meio ambiente são as restrições mais importantes na reutilização das águas residuais tratadas (Fatta *et al.*, 2007). A irrigação com águas residuais, inadequadamente tratadas, representa sérios riscos para a saúde pública, uma vez que estas apresentam na sua constituição grandes concentrações de microrganismos patogénicos, tais como bactérias, vírus, protozoários, entre outros, que constituem veículos de inúmeras doenças (Wintgens *et al.*, 2005)

As águas residuais urbanas consistem, assim, numa complexa mistura de substâncias, povoada por numerosos microrganismos de diversos tipos, muitos dos quais são de origem fecal e alguns são patogénicos (Monte e Albuquerque, 2010).

Na tabela 2.1 encontra-se a composição típica das águas residuais urbanas não tratadas em Portugal.

Tabela 2.1 - Composição típica de águas residuais urbanas não tratadas (adaptado de Monte e Albuquerque, 2010)

Poluente	Unidades	Portugal
		Intervalo de Variação
Sólidos em Suspensão Totais (SST)	mgL ⁻¹	90-430
Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV)	mgL ⁻¹	34-109
Carência Química de Oxigénio (CQO)	mgO ₂ L ⁻¹	746-1946
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO ₅)	mgO ₂ L ⁻¹	444-1338
Azoto Total (N _T)	mgNL ⁻¹	53-88
Azoto Amoniacal (N-NH ₄)	mgL ⁻¹	32-81
Fósforo Total (P _T)	mgPL ⁻¹	3,5-13
Cloretos	mgL ⁻¹	120-136
Sulfatos	mgL ⁻¹	42-75
Óleos e gorduras (O&G)	mgL ⁻¹	39-475

As águas residuais mesmo após o tratamento, ainda contêm concentrações residuais de compostos químicos, bem como numerosos microrganismos, alguns patogénicos, sendo a sua presença mais ou menos reduzida conforme o tratamento a que foram sujeitas (Collins, Kristensen e Thyssen, 2009). Na tabela 2.2, é possível observar os valores típicos dos parâmetros característicos obtidos após os diferentes tratamentos.

Tabela 2.2 - Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais urbanas (Monte e Albuquerque, 2010 adaptado de MetCalf e Eddy, 2003)

Parâmetro	Unidades	Águas Residuais		
		Não tratadas	Após tratamento primário	Após tratamento secundário
CBO5	mgO ₂ L ⁻¹	150 - 400	100 - 250	20 – 40
CQO	mgO ₂ L ⁻¹	350 - 1000	200 - 500	80 – 140
SST	mgL ⁻¹	100 - 350	80 - 140	10 – 50
N _T	mgNL ⁻¹	50 - 80	30 - 50	10 – 20
N – NH ₄	mg NH ₄ L ⁻¹	25 - 50	20 - 40	5 – 15
P _T	mgPL ⁻¹	15 - 20	10 - 15	5 - 10
Coliformes Fecais	N / 100 mL	10 ⁷ – 10 ⁹	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ² – 10 ⁷

Monte e Albuquerque, 2010, afirmam que a presença de alguns constituintes representa mesmo um benefício para certas utilizações. É exemplo disso, a fertilização proporcionada pela reutilização de águas residuais para rega, devido à concentração de azoto e fósforo nas águas residuais. Na maioria das aplicações de reutilização, os riscos sanitários e ambientais decorrentes da presença desses constituintes são considerados praticamente inexistentes, porque são controlados adequadamente.

Por outro lado, a presença de outros constituintes ou de microrganismos patogénicos, quando removidos insuficientemente, podem levar à contaminação do solo e provocar doenças nos seres humanos e em animais. Na maioria dos projetos de reutilização de águas tratadas, o tratamento primário e secundário verificado nas ETAR não são suficientes para garantir a qualidade final das águas por forma a implementar a sua reutilização (Monte e Albuquerque, 2010).

Deste modo, a reutilização das águas residuais requer um tipo de tratamento terciário de afinação, normalmente através da desinfecção com cloro, radiação UV e/ou com recurso a processos de membranas, como a UF, que tem capacidade para reduzir a quase totalidade dos microrganismos presentes nas águas residuais não tratadas (Monte e Albuquerque, 2010; Wintgens *et al.*, 2005).

A qualidade final das águas residuais tratadas é, por isso, a vertente mais importante a considerar num projeto de reutilização de águas residuais, uma vez que é preciso analisar minuciosamente o impacto que a sua utilização pode ter na saúde pública e nos ecossistemas.

2.5 Enquadramento legislativo

A legislação respeitante à qualidade final da água residual tratada para reutilização ou descarga difere de país para país. Esta varia segundo as condicionantes do local onde a água residual tratada será descarregada e mediante as aplicações a que se destina, no caso de reutilização das águas residuais tratadas. No entanto, independentemente das variantes que diferenciam a legislação, esta inclui parâmetros de controlo que indicam as cargas orgânicas de sólidos e os parâmetros microbiológicos (Soares, 2012).

No artigo 11.º do Decreto-Lei n.º 152/97, assim como no artigo 12.º da Diretiva Europeia 91/271/CEE, faz-se referência à reutilização das águas residuais tratadas, bem como das lamas, sempre que possível ou adequado, minimizando os efeitos nocivos sobre o ambiente. No entanto, não são referidas as possíveis utilizações das águas residuais nem a qualidade que os diferentes usos implicam, abordando apenas a qualidade final que as águas residuais urbanas devem apresentar após o tratamento.

Portugal tem feito alguns avanços no que concerne a legislação e a elaboração de instrumentos de política ambiental nacional, com referências e linhas de orientação para a reutilização de águas residuais tratadas.

No Decreto de Lei n.º 236/98 de 1 de agosto foram estabelecidas normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, sendo ainda fixadas normas para a descarga de águas residuais (artigo 63º, Anexo XVIII) e estabelecidos valores limites de emissão para uma série de substâncias contaminantes (artigo 72º, Anexo XVIII) (Sousa, 2009).

O PEAASAR I - Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (2000-2006), apresentou a recomendação às entidades gestoras para que estas promovessem a adoção da reutilização de efluentes tratados sempre que tal se apresente economicamente justificável. No PEAASAR II (2007-2013) era apontado como objetivo estratégico um valor de referência de percentagem de reutilização de águas residuais tratadas maior ou igual a 10%, o que não se verificou (PEAASAR II, 2007).

O PNUEA - Plano Nacional do Uso Eficiente da Água promove o uso eficiente da água em Portugal no período 2012-2020 é um instrumento de política nacional para um uso eficiente da água, especialmente nos setores urbano, agrícola e industrial. Este instrumento centra-se na otimização do uso da água para minimizar os riscos de escassez hídrica e para melhorar as condições ambientais nos meios hídricos, no qual

se destaca a diminuição dos volumes de águas residuais rejeitados para o meio hídrico como consequência da utilização de águas residuais tratadas (PNUEA, 2012).

A Lei da água n.º 58/2005 para além de referir, tal como o DL n.º 152/97 e o DL n.º 226-A/2007, a reutilização como alternativa à descarga no meio hídrico por parte dos sistemas de recolha e tratamento de águas residuais, sempre que possível ou adequado. Refere também no artigo 44, nº 3 que “A captação de águas públicas, quando destinada, nomeadamente, a rega de jardins, espaços públicos e campos de golfe, será, sempre que possível, utilizada como complemento a outras origens de água, designadamente o aproveitamento de águas residuais urbanas devidamente tratadas para o efeito ou a reutilização das águas resultantes das escorrências da rega do próprio campo”.

Para o caso de reutilização de água residual tratada para rega, a Norma Portuguesa NP 4443 de 2005 estabelece os requisitos de qualidade da água a reutilizar, encaminha a escolha dos processos e equipamentos de rega a usar e os procedimentos de monitorização ambiental da zona potencialmente afetada por essa rega (Santos, 2008).

Em 2010, foi aprovado o Guia Técnico ERSAR (Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos) - Reutilização de águas residuais, que tem como objetivo orientar as entidades gestoras e os promotores de projetos de reutilização de águas residuais tratadas, mediante a apresentação das aplicações e dos condicionalismos à sua utilização decorrentes das características de águas residuais brutas e tratadas. Para além disso o Guia aborda as questões de ordem institucional e legal, relacionadas com a implementação de projetos de reutilização, bem como os aspetos económicos e de viabilidade financeira e os assuntos relativos à participação e aceitação pública destes projetos (Monte and Albuquerque, 2010)

Quanto à monitorização das descargas de águas residuais e à comunicação dos resultados à entidade licenciadora, estas são de carácter obrigatório por parte da entidade que efetua a descarga, sendo ainda avaliada a conformidade com VLE, fixados na norma de descarga (Sousa, 2009).

Na presente dissertação a reutilização de água residual tratada através do sistema de UF tem como objetivo cobrir as necessidades para os usos internos da ETAR, particularmente a própria lavagem do sistema de UF, lavagem de pavimentos, rega das áreas jardinadas na ETAR e futuramente a lavagem de veículos municipalizados. Uma vez que não existe uma legislação referente à qualidade final da água tratada residual para estas utilizações, com exceção para a rega de espaços jardinados. O trabalho aqui

desenvolvido rege-se segundo o Anexo XVII do Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto (presente nesta dissertação no Apêndice II), pelo Decreto-Lei n.º 152/97 e pelo Guia técnico de Reutilização de águas residuais.

3 Processos de membranas

3.1 Definição de membrana, sua função e estrutura

A filtração por membrana pode de um modo geral ser definida como um processo de separação que utiliza uma membrana semipermeável para separar duas fases: um permeado, que contém o material que passa pelas membranas e o concentrado, que consiste nos constituintes retidos pelas mesmas (Crozes, Anselme e Mallevialle, 1993).

Uma membrana é então uma barreira seletiva que restringe a passagem de poluentes sejam eles orgânicos, inorgânicos, nutrientes, micro-organismos, íons metálicos, e que permite a passagem água descontaminada (Shon *et al.*, 2011). A membrana tem assim a capacidade de transportar eficazmente determinados componentes, retraindo outros que fazem parte do caudal de alimentação. É, portanto, uma barreira permeável e seletiva, ou seja, uma interface entre duas fases (Teixeira, 2001).

A transferência de massa pode ser realizada por convecção ou por difusão, induzida por um dos seguintes gradientes: campo elétrico, concentração, pressão ou temperatura, (Mulder, 1997). Na Figura 3.1 apresenta-se um esquema de separação por membranas.

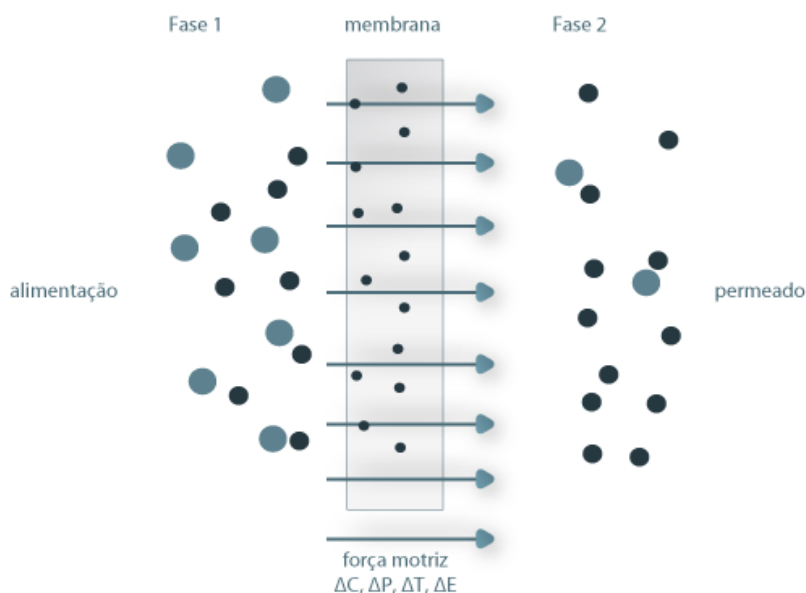


Figura 3.1 - Representação esquemática do processo de separação por membranas (Mulder, 1997)

O desempenho ou eficiência de uma membrana, isto é, a sua capacidade de separação, é determinada por dois parâmetros principais, a seletividade e o fluxo de passagem (Ribeiro, 2014). A seletividade é dada por um coeficiente de retenção, R , expresso em:

$$R = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad (1)$$

Em que:

C_a - concentração de alimentação, mgL^{-1} ou partículas/L.

C_p - concentração de permeado, mgL^{-1} ou partículas/L.

O fluxo de passagem é definido como o volume de solução que passa pela membrana por unidade de área e por unidade de tempo (Mulder, 1997). Este parâmetro é dado através seguinte equação:

$$J = \frac{dV}{dV_t} \times \frac{1}{A} \quad (2)$$

Onde:

J – Carga superficial ou fluxo ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)

V – Volume de permeado (m^3)

t – Tempo (s)

A – Área de membrana (m^2)

A lei de Darcy permite também determinar o fluxo de uma membrana, utilizando a PTM, a viscosidade dinâmica e a resistência à filtração. Esta relação está expressa na equação 3, abaixo descrita. A pressão transmembranar (PTM) é a diferença entre a pressão do lado da membrana do concentrado em relação ao lado do permeado, sendo principalmente através deste parâmetro que se pode controlar a operação das membranas (Tavares, 2008). Na seguinte equação está expressa:

$$J = \frac{PTM}{\eta \times R_t} \quad (3)$$

PTM – Pressão transmembranar ($\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$, Pa)

η – Viscosidade dinâmica ($\text{N} \cdot \text{s} \cdot \text{m}^{-2}$, Pa.s)

R_t – Resistência total à filtração (m^{-1}) = Resistência intrínseca da membrana (R_m) + Resistência causada pela adsorção (R_a) + Resistência causada pelo entupimento dos

poros (R_p) + Resistência da camada gel (R_g) + Resistência devido à polarização da concentração (R_p).

As membranas em função das aplicações a que se destinam podem ser classificadas consoante a faixa de tamanho das espécies permeantes, mediante o tipo de material de que são constituídas (classificação química) e ainda consoante a sua forma e o tipo de módulos (configurações modulares), (Zhou e Smith, 2002).

A taxa de permeação, por sua vez, é determinada pela estrutura da membrana, pela sua natureza química, pelo tamanho do componente permeante, pela carga elétrica do material de membrana e pelo tipo de componente permeável (Ranade e Bhandari, 2014).

A utilização de diferentes estruturas de membrana e forças motrizes resultou numa série de diferentes processos de separação por membranas, nomeadamente a microfiltração (MF), a nanofiltração (NF), a osmose inversa (OI) e a UF cuja força motriz é a pressão hidráulica (Teixeira e Rosa, 1998). Nestes processos, a corrente de alimentação é circulada sob pressão, tangencialmente a uma membrana através da qual passa a água e algumas espécies dissolvidas, constituindo uma corrente, designada por permeado (água tratada). A corrente de alimentação (água residual) enriquecida nas espécies macromoleculares que não atravessam a membrana constitui a outra corrente de saída, designada por concentrado ou rejeitado (Teixeira e Rosa, 1998).

Na Tabela 3.1 encontram-se as características dos processos de separação de membranas mais relevantes.

Tabela 3.1 - Características das Membranas nos vários processos de Filtração (adaptado de (Teixeira and Rosa, 1998),(Wagner and Eng, 2001))

	Microfiltração (MF)	Ultrafiltração (UF)	Nanofiltração (NF)	Osmose Inversa (OI)
Tipo de Membrana	Microporosa	Assimétrica Microporosa	Assimétrica	Assimétrica
Espessura	10 – 150 µm	150 – 250 µm 1 µm	150 µm 1 µm	150 µm 1 µm
Tamanho do Poro	0,1 – 20 µm	2 -100 nm	< 2 nm	Imperceptível ¹
Material da Membrana	Cerâmica, PP, PSO, PVDF	Cerâmica, PSO, PVDF, Acetato de Celulose, Filme Denso	Acetato de Celulose Filme Denso	Acetato de Celulose, Filme Denso
Módulo de Membrana	Tubular, Fibra oca	Tubular, Fibra Oca, Espiral, <i>Plate and Frame</i>	Tubular, Espiral, <i>Plate and Frame</i>	Tubular, Espiral, <i>Plate and Frame</i>
Rejeição de:	Sólidos Suspensos Bactérias	Macromoléculas proteínas, polissacarídeos	Compostos orgânicos pequenos, sais multivalentes	Micro solutos, sais monovalentes, glucose, aminoácidos,
Força Motriz	Pressão 0,1 – 1 bar	Pressão 0,5 – 5 bar	Pressão 15 – 40 bar	Pressão 20 – 100 bar
Método de Separação	Exclusão	Exclusão	Exclusão / Difusão	Difusão

¹Não é possível distinguir os poros devido à densidade da estrutura da membrana.

O uso da força motriz como meio de classificação não é completamente satisfatório porque diferentes processos de membranas podem ser aplicados na mesma separação. Assim, a partir do ponto de aplicações, a classificação em termos de tamanhos de sólidos em suspensão, coloides, solutos dissolvidos, é mais exata (Poele, 2005).

Deste modo, o principal fator que determina a capacidade de separação de cada processo é a abertura dos poros das membranas, na medida em que os tamanhos dos poros representam uma barreira física para contaminantes que sejam maiores que a abertura dos mesmos, impedindo a sua passagem (Oliveira, 2010).

Na Figura 3.2 é ilustrada a capacidade de separação de cada um dos processos de separação por membranas, comparando o tamanho dos poros constituintes das membranas.

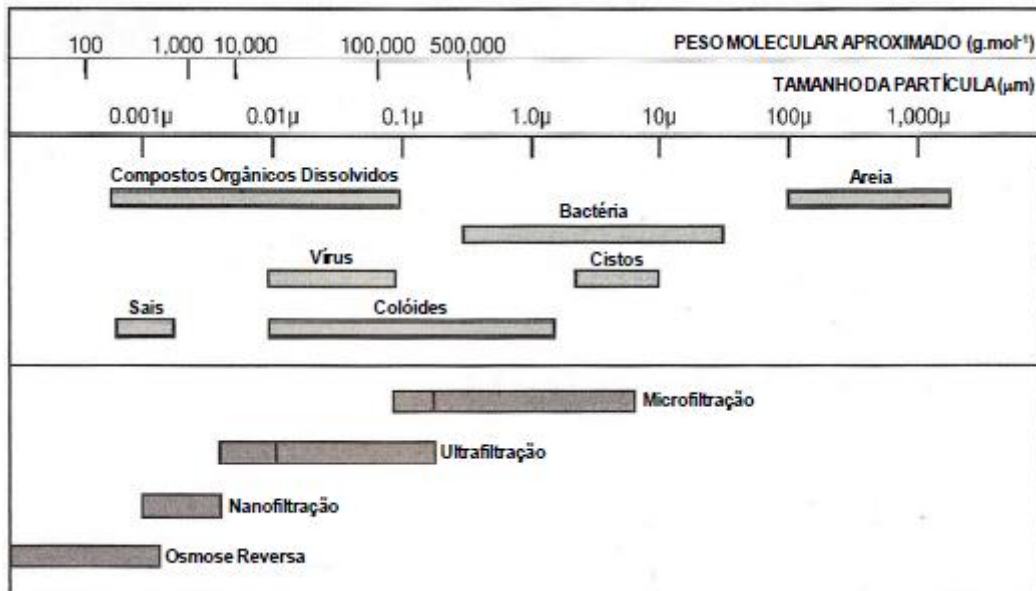


Figura 3.2 - Capacidade de separação dos processos de membranas (adaptado de Oliveira, 2010).

Dos quatros processos de membranas que utilizam como força motriz a pressão, as membranas de OI são as que possuem poros com menor diâmetro, seguido pelas membranas de NF, UF e MF (Droste, 1997). A OI é essencialmente uma técnica de desidratação, enquanto a UF é utilizada simultaneamente para purificar, concentrar e fracionar macromoléculas. A NF é um processo intermédio da UF e da OI, excluindo as partículas que estão na ordem de 1 nanómetro (Droste, 1997; Baker, 2004). A MF é utilizada para remover sólidos suspensos, incluindo microrganismos de dimensões maiores, como protozoários e bactérias. Para além destes constituintes, a UF remove também vírus e compostos de elevado peso molecular dissolvidos (Wintgens *et al.*, 2005).

Em esquemas de reutilização de água residual, estes sistemas de separação por membranas são normalmente utilizados na sequência de tratamentos biológicos, com a finalidade de remover matéria particulada (patogénicos incluídos), matéria orgânica e alguns nutrientes que não são removidos nos decantadores secundários (Gonçalves, 2011).

No entanto a aplicabilidade e a sequência de processos de separação por membranas a utilizar no tratamento de águas residuais está dependente das características do próprio efluente, pelo que a seleção das membranas encontra-se

fortemente relacionada com a constituição química da água residual. As águas residuais são efluentes que podem diferir significativamente entre si em termos de constituição química, sendo difícil dizer *a priori* como determinado sistema de membranas se irá comportar no tratamento da água (Gonçalves, 2011).

No presente trabalho, utilizou-se um sistema de UF constituído por módulos de fibra oca, com membranas assimétricas de Fluoreto de Polivinilideno (PVDF). Deste modo, os capítulos que se seguem incidem fundamentalmente sobre os princípios do processo de separação UF e as suas aplicações, fazendo referência aos restantes processos de separação quando pertinentes para o enquadramento do tema.

3.2 Ultrafiltração

A UF é uma técnica de separação de membrana baseada na permeabilidade, usada principalmente para remover partículas na faixa de tamanho 0,001 - 0,1 μm . Solventes e sais de baixo peso molecular passam pelas membranas, enquanto moléculas maiores, como proteínas, bactérias e surfatantes são mantidas (Baker, 2004).

As membranas de UF são caracterizadas geralmente pelo seu *cut-off*, termo definido como o peso molecular da molécula de proteína globular que é 90% rejeitada pela membrana (Baker, 2004). No entanto, apesar das membranas de UF terem um *cut-off* molecular maior relativamente a outros processos de separação por membranas, como a osmose inversa, por exemplo, e desta forma menos eficientes na remoção de moléculas, os processos de UF podem ser eficazes na remoção de partículas (bactérias, protozoários, vírus e coloides) e de macromoléculas responsáveis pela cor e turbidez da água (Oliveira, 2010).

A capacidade da UF de separar microrganismos como cistos de protozoários, bactérias e vírus reduz, ainda, a necessidade de usar desinfetante na água tratada (permeado), aumentando a qualidade microbiológica da mesma e diminuindo a formação de subprodutos da desinfecção (Pirnie, 2001). Este é um dos fatores pelos quais os sistemas de UF têm sido aplicados nos últimos anos em ETA e ETAR para produção de água de consumo humano e para tratamento de águas residuais tendo como destino final a sua reutilização em diversos usos.

Segundo (Barba, Caputib e Cifonic, 1997; Doyen, 1997; Monte e Albuquerque, 2010) as principais vantagens dos processos de UF consistem:

- Qualidade elevada do produto permeado, independentemente da qualidade da corrente de alimentação, apresentando uma taxa de remoção de constituintes patogénicos de 90-100%;

- Baixo custo de operação, uma vez que não é necessário nenhum produto químico, somente na limpeza química;
- Sistema mais compacto e modular, portanto, facilmente adaptável às variações de qualidade e quantidade de água a tratar e menor produção de lamas. Dado o seu carácter modular, a UF é um processo flexível, que facilita a fiabilidade do processo, na medida em que a falha de um módulo não afeta o desempenho dos restantes.

Porém para além destas vantagens, a aplicação da UF no tratamento de águas está limitada pelo declínio do fluxo verificado ao longo do tempo, originando uma menor produção de água residual tratada, maiores consumos de energia e necessidades frequentes de limpeza das membranas com químicos, (Barba, Caputib e Cifonic, 1997).

Os parâmetros mais importantes a considerar na operação da UF são: a pressão transmembranar, o fluxo e os parâmetros de controlo do ciclo de lavagem (Monte e Albuquerque, 2010). Estes serão abordados nos subcapítulos 3.2.4 e 3.2.5.

Desde o início da década de 1970 que os processos de MF e UF tornaram-se tecnologias de separação de membranas com uma enorme aplicabilidade. As primeiras aplicações de UF foram principalmente na indústria de alimentos (produtos lácteos), uma vez que esta tecnologia permitia concentrar, purificar e recuperar proteínas sem as desnaturar (Doyen, 1997).

O maior avanço desta tecnologia deu-se com o aparecimento de membranas sintéticas feitas de polímeros quimicamente e termicamente resistentes, por exemplo, Polisulfonas (PSF), Polipropileno (PP) e PVDF. A partir da década de 1980, a contaminação por membrana foi também muito melhor entendida, levando a uma ampla aceitação no mercado e, portanto, a uma maior extensão de aplicações de UF (Doyen, 1997).

A água produzida por este processo pode ser diretamente utilizada para uma variedade de aplicações, desde que vá ao encontro das normas da reutilização pretendida (Asano e Levine, 2004). A UF pode ser utilizada para afinação do tratamento de águas residuais para a sua reutilização para água agrícola, industrial e urbana, ou pode ser um pré-tratamento na NF ou OI para produção de água potável (Poele, 2005).

Para além disso, é sobretudo um processo já muito utilizado na indústria para a separação de componentes, como a remoção de óleos e gorduras de efluentes concentrados, por exemplo na indústria metalúrgica. A UF destas emulsões água-óleo

produz uma água limpa e um concentrado de óleo, sendo este depois reintegrado no processo (Teixeira and Rosa, 1998).

3.2.1 Tipo de membranas e configurações

Em qualquer projeto de filtração por membranas devem ser considerados os seguintes aspetos: a escolha do material, módulo de membranas e o modo de operação (Wagner e Eng, 2001).

Existem diversos tipos e configurações de membranas, por isso a escolha da membrana a utilizar vai ditar o desempenho e eficiência do projeto. A seleção adequada do material da membrana é crucial para a eficiência do processo de filtração. Idealmente, uma membrana deve ter um elevado fluxo de permeado, alta rejeição de contaminantes, elevada durabilidade, boa resistência química e baixo custo (Wagner e Eng, 2001). As membranas podem ser quanto à sua estrutura homogêneas ou heterogênea, naturais ou sintéticas, neutras ou carregadas (Teixeira, 2001).

Segundo (Mulder, 1997; Konieczny, 1998) a classificação das membranas divide-se em quatro pontos essenciais:

- 1) Natureza: sintéticas (orgânicas ou inorgânicas) e biológicas (vivas ou não vivas);
- 2) Estrutura: simétricas (porosas ou não porosas) e assimétricas;
- 3) Modo de aplicação: separação gasosa, sólido-líquido, gás-líquido, líquido-líquido;
- 4) Mecanismo de separação: exclusão, difusão, migração num campo elétrico, solubilidade.

Conforme a natureza das membranas estas podem ser classificadas como biológicas ou sintéticas, diferindo completamente estes dois tipos na sua estrutura e funcionalidade (Mulder, 1997). As membranas utilizadas em UF são normalmente sintetizadas a partir de materiais polímeros, destacando-se os seguintes:

O acetato de celulose (AC) foi o primeiro material a ser utilizado em processos de UF, NF e OI. No entanto, apesar deste material apresentar baixo custo e ser de material hidrofílico, tem algumas limitações quanto à sua sensibilidade face a variações de pH e de temperatura (Wagner e Eng, 2001).

A polisulfona (PSO) tem sido usada no fabrico de membranas de MF e UF. A vantagem principal deste tipo de membrana é a sua excelente resistência a altas temperaturas e a variações de pH. Este tipo de material tem sido utilizado em processos

de produção de alimentos e produtos lácteos. A sua principal desvantagem é a intolerância a óleos, gorduras e solventes polares (Wagner e Eng, 2001).

O Fluoreto de polivinilideno (PVDF) é um material de membrana tradicional, apresentando como principais vantagens a elevada resistência química a temperaturas elevadas, assim como a hidrocarbonetos e ambientes oxidantes (Wagner e Eng, 2001).

As membranas de UF são geralmente estruturas assimétricas. Estas membranas consistem numa interface heterógena, constituída por duas camadas diferentes que podem variar a nível físico (tamanho dos poros) e/ou a nível químico tipo de material (Asano *et al.*, 2007). A camada superficial finamente porosa (menor que 1 μm), designada por pele, é a superfície filtrante que efetua a separação, ou seja, que é responsável pelo transporte de massa. Esta camada está apoiada sobre um substrato microporoso com poros maiores (até 100 μm), que fornece mecanismos de força e resistência mecânica à estrutura (Baker, 2004), (Asano *et al.*, 2007).

As membranas assimétricas permitem grandes velocidades de transferência de massa de certos componentes e têm uma grande resistência mecânica, daí serem atualmente o tipo de membranas mais utilizadas (Teixeira e Rosa, 1998). Comparativamente às membranas simétricas, onde as partículas ficam retidas no interior da estrutura causando a obstrução dos poros e dificultando o fluxo de passagem, as membranas assimétricas comportam-se como filtros superficiais, mantendo as partículas rejeitadas à superfície (Ribeiro, 2014).

Na Figura 3.3, está representada a forma como o fluxo de concentrado circula nos dois tipos de membranas simétricas e assimétricas.

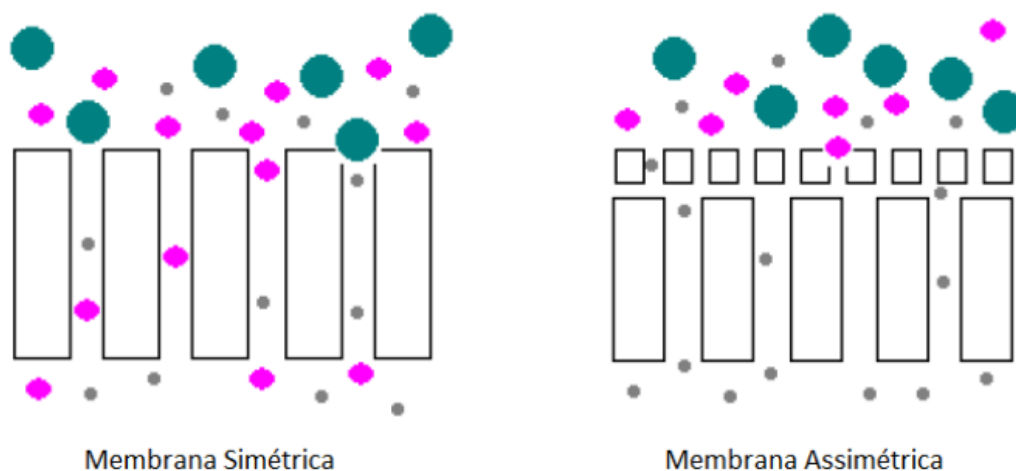


Figura 3.3 - Diagrama esquemático da permeação de membranas (adaptado de Ribeiro, 2014)

Em processos de tratamento de água, as membranas hidrofílicas são normalmente utilizadas devido à redução da colmatção por substâncias orgânicas com cargas negativas (iões), reduzindo por isso o fenómeno de polarização de concentração da membrana, sendo mais eficientes do que as hidrofóbicas (Crozes, Anselme and Mallevialle, 1993).

As membranas são utilizadas em diversas configurações. Segundo (Tchobanoglous, Burton and Stensel, 2004) os tipos de módulos mais utilizados no tratamento de água residual são os tubulares, fibra oca e enrolados em espiral.

Na tabela 3.2 são descritos os vários tipos de configuração de membranas que podem ser aplicadas em sistemas de UF.

Tabela 3.2 - Principais tipos e configurações de membranas (adaptado de Mulder, 1997; Wagner e Eng, 2001; Baker, 2004)

Tipo de configuração	Descrição
Placas planas (<i>plate and frame</i>)	Consiste numa série de placas planas de membranas dispostas paralelamente e separadas por camadas porosas e flexíveis dominadas de espaçadores que conferem sustentação sólida à unidade de membrana. Apresentam uma densidade de empacotamento (área superficial de membrana por volume de módulo, A/V) baixa que pode variar entre 100 a 400 m ² /m ³ . Presentemente são só utilizadas num número limitado de aplicações em osmose inversa e ultrafiltração com fluxos de colmatção elevada.
Enrolada em espiral (<i>spiral wound</i>)	Consiste numa forma rectangular de duas camadas de membranas colocadas paralelamente que possuem entre elas um espaçador (onde se recolhe o permeado). São seladas em três pontas e a ponta não selada está enrolada a um tubo perfurado, em aço, por onde flui o permeado. Este tipo de configuração é mais

	<p>económica mas também a mais sensível a colmatações devido aos espaçadores, o que não permite a sua utilização em águas com turvação elevada se não existir pré-tratamento. São bastante utilizadas em processos de osmose inversa, no entanto também podem ser aplicadas na indústria alimentar em processos de ultrafiltração. A relação A/V varia entre 300 a 1000 m²/m.</p>
Tubular (<i>tubular</i>)	<p>A configuração tubular é constituída por tubos de material polimérico ou cerâmico, inseridos dentro de módulos de geometria cilíndrica. A mistura de alimentação flui para o centro da membrana, o permeado passa através desta e é retirado no compartimento tubular. Este tipo de configuração é utilizado normalmente em fluidos com viscosidade e com concentrações de sólidos bastante elevados, sendo por isso limitada ao processo de UF. Este tipo de membranas não necessita de pré-filtração da água e são fáceis de limpar. A sua maior desvantagem centra-se na baixa relação A/V (< 300 m²/m³) e consequente aumento do custo capital.</p>
Fibra oca (<i>hollow fiber</i>)	<p>As fibras são emparelhadas em conjuntos de milhares ou milhões e inseridas numa única cápsula, providenciando unidades com uma grande área superficial. Proporcionam dois tipos de fluxo, de dentro para fora e de fora para dentro da fibra. Devido ao pequeno diâmetro (menor que 0,1 µm) a probabilidade de colmatção é elevada, o que leva a que a sua utilização seja apenas em tratamento de águas com um baixo conteúdo de sólidos suspensos. A grande vantagem desta configuração é a elevada densidade de empacotamento (A/V ≈ 30 000 m²/m³), que permite operar economicamente com baixas velocidades de permeação. Os módulos em fibra oca são utilizados tanto no tratamento secundário de águas residuais, associados a reatores biológicos de membranas (MBR), como no tratamento para reutilização de água residual em membranas de UF.</p>

3.2.2 Operação

Devido à permeabilidade dos materiais das membranas e de acordo com a sua estrutura e porosidade, o sentido do fluxo de água pode ser diferente consoante o tipo de membrana. Este pode ocorrer de dentro para fora (*inside-out*), de fora para dentro (*outside-in*) ou em ambos os sentidos (Carvalho, 2008)..

No caso da presente dissertação, o sentido do fluxo do sistema instalado é de fora para dentro. A esquematização dos sentidos de fluxos existentes nas membranas de UF encontra-se na Figura 3.4.

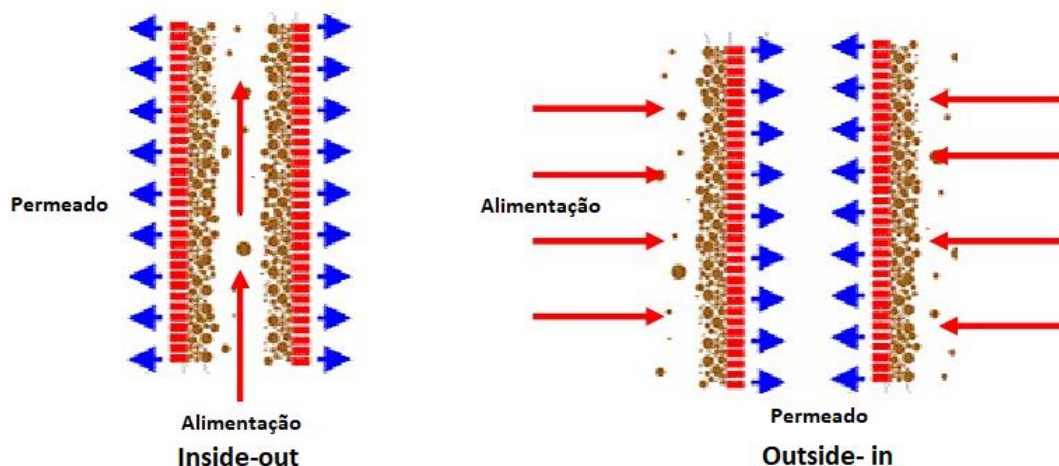


Figura 3.4 - Desenho esquemático dos dois sentidos de fluxo (Poele, 2005)

Existem dois modos de operação nos sistemas de UF: circuito fechado ou circuito com recirculação (Figura 3.5)

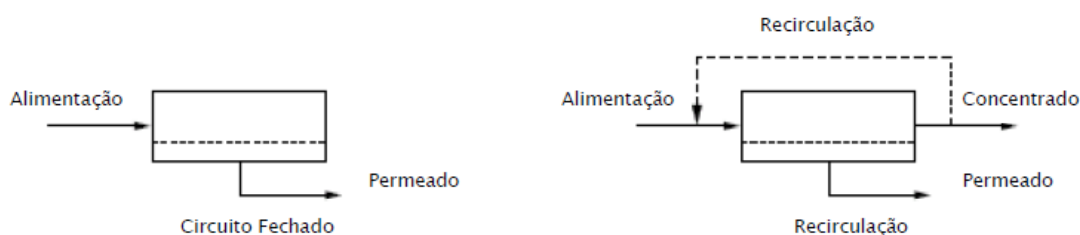


Figura 3.5 - Esquema dos dois modos de operação de membranas circuito fechado e recirculação (adaptado de Poele, 2005)

No modo circuito fechado, quando a corrente de alimentação passa pela membrana provoca a acumulação de resíduos na sua superfície, saindo o permeado relativamente limpo, não existindo recirculação do concentrado. Em contraste, se o circuito de UF for com recirculação, a água a ser filtrada após passar a membrana é feita circular novamente à entrada da mesma (Poele, 2005). Tal permite conservar o tempo de retenção no sistema e promover a homogeneização do concentrado na superfície das membranas (Tavares, 2008).

O modo de operação em circuito fechado consome menos energia, sendo menos dispendioso. Contudo, a filtrabilidade decresce mais rapidamente uma vez que o concentrado, não sofrendo mistura, forma um gradiente de concentração junto à membrana, aumentando a pressão necessária devido à grande concentração que ali existe (Tavares, 2008).

3.2.3 Transporte do soluto através de membranas porosas

De acordo com o que foi citado anteriormente, o processo de UF opera em escoamento tangencial (*cross-flow*), no qual a solução flui paralelamente à superfície da membrana, retendo desse lado da membrana os solutos constituintes da água afluyente, enquanto o permeado é transportado transversalmente à mesma.

No entanto, o desempenho de um processo de filtração por membranas pode ser comprometido pela ocorrência de alguns fenómenos, como o *fouling* e a polarização por concentração, que induzem alterações no desempenho das membranas ao criarem resistências adicionais ao transporte do soluto através da membrana, que vão comprometer a sua eficiência ao longo do tempo (Teixeira, 2001).

O desempenho do processo UF em termos de fluxo está fortemente correlacionado com a qualidade da água bruta (Crozes, Anselme e Mallevialle, 1993). A acumulação de material na superfície da membrana conduz a uma redução do fluxo de permeado através da membrana. Estes fenómenos são por isso fortemente dependentes das interações entre os diferentes solutos ou macromoléculas presentes na solução de alimentação, assim como das interações membrana-solução e das condições de operação (Carvalho, 2008).

A incrustação de membrana é um obstáculo importante para a eficiência da UF e resulta numa redução do desempenho da membrana. Apesar dos avanços que se têm feito para reduzir a incrustação de membrana, como a melhoria nas propriedades da membrana, a otimização das condições operacionais e o pré-tratamento da água de alimentação (Crozes, Anselme e Mallevialle, 1993; Tavares, 2008).

3.2.4 Polarização por concentração

Nos processos de separação em que a força motriz é a pressão transmembranar, verifica-se que, com o passar do tempo, ocorre um declínio no fluxo de permeado como resultado da acumulação dos solutos rejeitados pela membrana, levando à formação de uma camada concentrada na interface da mesma, que causará uma resistência adicional à transferência de massa através da membrana (Abdelrasoul, Doan e Lohi, 2013).

Este gradiente de concentração vai provocar uma retrodifusão das espécies acumuladas em direção ao fluxo circulante sendo que, após algum tempo, vai ser estabelecido um estado estacionário ou quasi-estacionário, em que a concentração das espécies retidas vai variar entre as concentrações no fluido circulante e a concentração

à superfície da membrana. Este fenómeno de desenvolvimento de um perfil de concentrações do soluto rejeitado desde a superfície da membrana até ao seio da alimentação é denominado polarização por concentração (Carvalho, 2008), (Poele, 2005).

A consequência mais importante do efeito de polarização de concentração é o limite que causa no fluxo do permeado quando a pressão é aumentada. Song e Elimelech, (1995) afirmam que a polarização por concentração é inerente a todos os processos de membrana, sendo um processo rápido e reversível. Adicionalmente, em simultâneo com a polarização por concentração, ocorre um outro fenómeno designado de *fouling*, que é definido como a deposição de solutos dentro dos poros da membrana ou na superfície da mesma. O *fouling* ocorre numa escala de tempo mais longa que o anterior e pode ser reversível ou irreversível (Song e Elimelech, 1995). No subcapítulo 3.2 o processo de fouling será descrito mais detalhadamente.

Na Figura 3.6 está esquematizado o declínio do fluxo causado pelos dois fenómenos de incrustação da membrana, polarização por concentração e *fouling*.

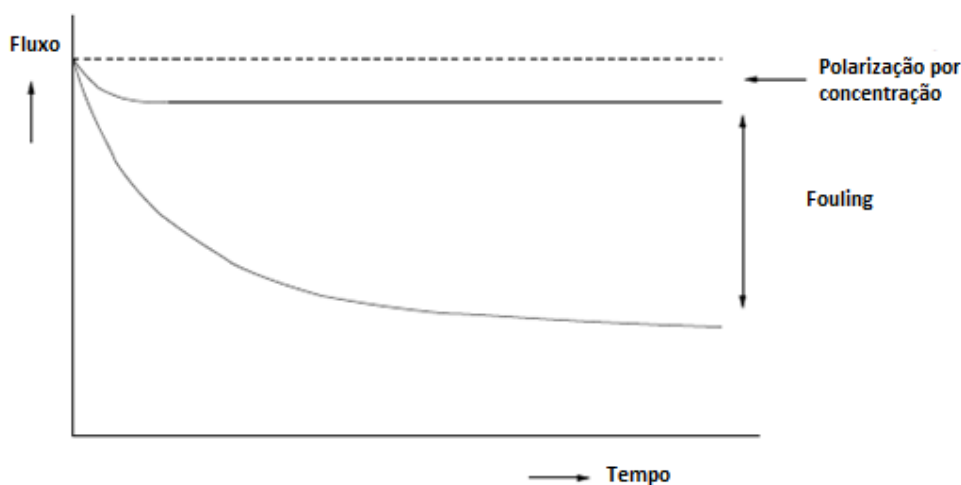


Figura 3.6 - Desenho esquemático de polarização de concentração e fouling (adaptado de Mulder, 1997)

A formação da zona de polarização e da camada gel podem ser minimizadas através de métodos físicos, como a redução da velocidade de permeação, e por métodos hidrodinâmicos, em que se impõe o regime e a forma do escoamento no canal de alimentação, o que origina um aumento da turbulência e por consequência a um aumento da velocidade de escoamento tangencial (Song and Elimelech, 1995).

3.2.5 Fouling

Koros, Ma e Shimidzu, (1996), definiram *fouling* como um processo que deriva da perda de desempenho de uma membrana devido à deposição de substâncias

dissolvidas ou em suspensão nas suas superfícies externas, nas aberturas dos poros ou no interior destes. Estes componentes, quando rejeitados pela membrana, tendem a formar uma camada na superfície da membrana que, dependendo do tipo de sólidos, pode ser viscosa ou gelatinosa. Deste modo, passa a existir uma terceira resistência à permeação, que consiste numa camada adicional de soluto conhecida por camada gel, para além da membrana e da camada limite (Teixeira, 2001)

O *fouling* é assim um processo que conduz a uma diminuição gradual do fluxo de permeado e pode ser caracterizado como um fenómeno reversível ou irreversível, tal como a polarização por concentração. Este é provocado pelas interações físico-químicas entre a membrana e os vários componentes presentes no fluido de alimentação. Também o pH do meio, o tamanho e a morfologia da membrana concorrem para o aparecimento de resistências adicionais à membrana (Abdelrasoul, Doan e Lohi, 2013).

O bloqueio de poros e a formação da camada gel podem ser considerados dois mecanismos essenciais para a incrustação de membrana. Normalmente, membranas com poros maiores apresentam um declínio de fluxo maior à medida que a filtragem prossegue (Abdelrasoul, Doan e Lohi, 2013).

Na Figura 3.7 está representada uma curva típica de fluxo-tempo de ultrafiltração (UF), que começa com (I) um rápido declínio do fluxo de permeado, (II) seguido de um longo período de diminuição gradual do fluxo, e (III) terminando com um fluxo de permeado em estado estacionário.

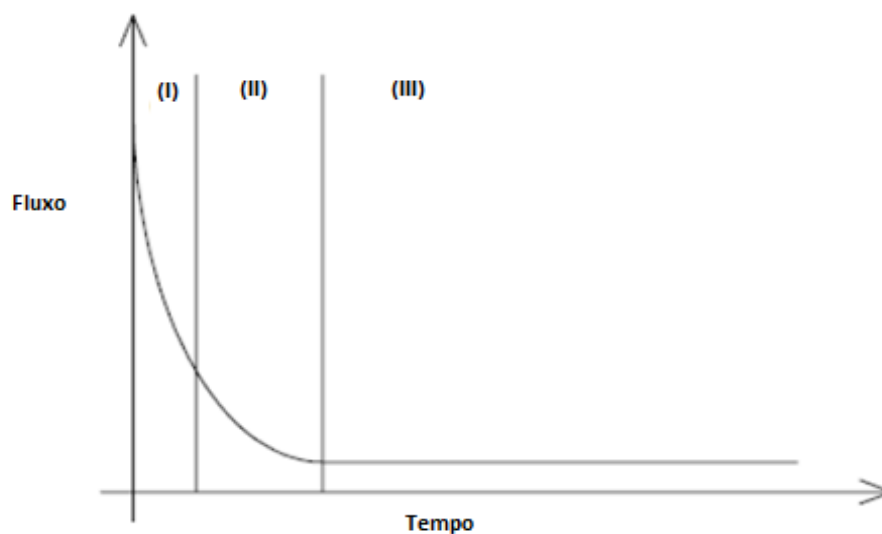


Figura 3.7 - Esquema dos três estágios no declínio do fluxo (adaptado de Abdelrasoul, Doan e Lohi, 2013)

O fluxo máximo de permeado ocorre no início da filtração (I), quando os poros da membrana estão limpos e a resistência do processo depende apenas da resistência da membrana, que por sua vez, está associada à dimensão média dos poros da mesma e da porosidade (Geilvoet, 2007). Com o passar do tempo, os poros da membrana começam a ficar bloqueados pelas partículas retidas e o fluxo vai diminuindo (II).

A rápida queda inicial do fluxo de permeado pode ser atribuída ao bloqueio rápido dos poros da membrana. Este bloqueio depende da forma e do tamanho relativos dos poros e das partículas filtrantes, e atinge mais rapidamente o seu máximo quando os poros e as partículas são semelhantes em forma e em tamanho (Abdelrasoul, Doan e Lohi, 2013).

O declínio do fluxo após o bloqueio dos poros é devido à formação e ao crescimento de uma camada de gel na superfície da membrana. A camada de gel vai sendo formada na superfície da membrana à medida que a concentração de partículas retidas aumenta. Esta camada cria uma resistência adicional ao fluxo de permeado e a resistência da camada aumenta com o crescimento da espessura da camada de gel. Consequentemente o fluxo de permeado continua a diminuir com o tempo até estabilizar (III),(Geilvoet, 2007).

3.2.6 Remoção do *Fouling*

A redução do fouling pode ser conseguida através de um pré-tratamento adequado, como: tratamento térmico, ajuste de pH, clarificação química, e, até mesmo em alguns casos uma pré-filtração (Carvalho, 2008).

Os processos de pré-tratamento reduzem a quantidade de agentes colmatantes das membranas ou provocam a alteração das suas características em solução, por exemplo, através da minimização das interações membrana-agente colmatante (Teixeira, 2001). Deste modo, o tipo e grau de pré-tratamento dependem sobretudo da composição da solução de alimentação, do material que compõe a membrana, do tipo de módulo e da qualidade do permeado exigido (Carvalho, 2008).

Porém, mesmo com um bom pré-tratamento, as membranas devem ser periodicamente limpas para remover a incrustação reversível. A limpeza da membrana é parte integrante de uma operação de um sistema de UF e tem um impacto significativo na eficiência do processo. A limpeza pode ser efetuada hidraulicamente, mecanicamente, quimicamente ou eletricamente (Poele, 2005).

A lavagem em contra corrente (*Backwash*) é um processo de limpeza no qual o permeado é lavado através da membrana para o lado do concentrado. Em membranas

porosas, quando o fluxo é enviado para trás, os poros são lavados de dentro para fora. A pressão no lado do permeado da membrana é maior do que a pressão dentro das membranas, limpando deste modo os poros (Arnal, García-Fayos e Sancho, 2011), como se pode observar na Figura 3.12.

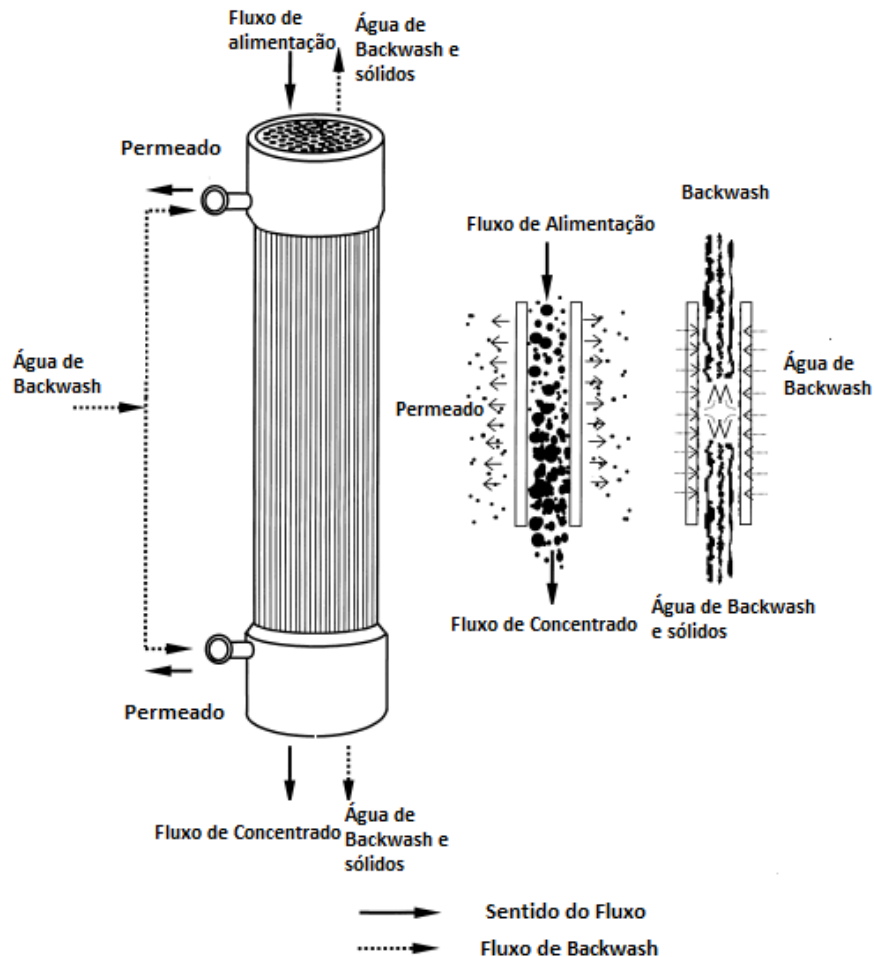


Figura 3.8 - Representação da lavagem Backwash e do modo de filtração num módulo de fibra oca (adaptado de Bourgeois, Darby e Tchobanoglous, 2000)

O melhor desempenho de limpeza é geralmente alcançado otimizando dois fluxos (fluxo direto e fluxo inverso) ou realizando uma mistura de água e arejamento (Poele, 2005).

A limpeza com ar consiste na utilização de um sistema de arejamento que promove a turbulência dos elementos e desprende os depósitos da superfície das membranas e, é por norma realizada simultaneamente com a limpeza em contra corrente (Peig, 2011).

Para manter um fluxo ótimo, as membranas são muitas vezes limpas por escoamentos hidráulicos periódicos. Os períodos de filtração podem variar entre 10 e

60 minutos, dependendo da qualidade da água de alimentação, mas na generalidade o período de filtração é em média 30 minutos (Arnal, García-Fayos e Sancho, 2011).

No entanto se o fluxo médio declinar ainda mais, apesar das limpezas hidráulicas frequentemente aplicadas, a única maneira de recuperar o fluxo para os valores iniciais é limpar as membranas quimicamente (Arnal, García-Fayos e Sancho, 2011).

A incrustação irreversível só pode ser solucionada com recurso a produtos químicos para efetuar a limpeza, porém esta utilização deve ser limitada a uma frequência mínima, uma vez que a limpeza química repetida pode afetar a vida da membrana (Kimura *et al.*, 2004).

Durante a limpeza química, as interações entre sujidades e material de membrana são influenciadas pelo uso de agentes de limpeza específicos. Vários tipos de produtos químicos podem ser usados dependendo do tipo de incrustação, mas em geral, os ácidos (nitríco, fosfórico, clorídrico, sulfúrico e cítrico) são utilizados para remover sais precipitados, enquanto a limpeza alcalina, como o hipoclorídrico de sódio, é adequada para a remoção de incrustação orgânica (Arnal, García-Fayos e Sancho, 2011).

4 Caso de estudo: ETAR ALFA

4.1 Caraterização do caso de estudo

A ETAR Alfa recebe na sua maioria águas residuais provenientes de uma unidade de saúde e águas residuais domésticas de uma urbanização da localidade. O meio recetor do efluente final da ETAR encontra-se na Bacia hidrográfica do Tejo, e de acordo com a legislação em vigor é classificado como meio sensível, o que implica que o tratamento da água residual cumpra os VLE ou as percentagens mínimas de remoção para descarga de águas residuais presentes no Quadro n.º 1, do Anexo I do Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho.

A ETAR foi concebida com duas linhas de tratamento secundário de igual capacidade, tendo sido projetada inicialmente para uma população de 6000 habitantes com uma captação de água residual de 240 l/(hab.dia) e um caudal médio previsto de 1440 m³d⁻¹. Esta opera 24 horas/dia e ocupa uma área de 2700 m².

Numa fase inicial, antes da sua reabilitação, a ETAR Alfa apresentava uma linha de tratamento convencional. O tratamento biológico era concretizado por duas linhas, constituídas, cada uma delas, por obra de entrada com gradagem mecânica e desarenador, por um tanque de lamas ativadas de baixa carga com arejamento prolongado e um decantador secundário. As lamas em excesso provenientes do decantador secundário eram encaminhadas para um espessador gravítico, onde eram espessadas, seguindo posteriormente para um tanque de lamas e encaminhadas para a desidratação mecânica, por filtro banda.

Após o tratamento, a água residual tratada era descarregada numa linha de água, situada a cerca de 0,5 km do local da ETAR e desaguando posteriormente no rio Tejo.

Ao longo dos anos foi verificada a necessidade de intervenção na ETAR Alfa, devido não só pelo facto do tratamento da ETAR apresentar algumas lacunas que não permitiam cumprir com os limites de descarga impostos, assim como pela impossibilidade de reutilização da água residual tratada, devido à insuficiência do tratamento a que era sujeito.

Estes problemas deveram-se sobretudo ao desgaste do equipamento eletromecânico; à excessiva afluência de águas pluviais em períodos de chuva que provocaram riscos de sobrecarga hidráulica da obra de entrada e também ao sistema de arejamento, ao espessador de lamas, ao sistema de remoção de escumas e ao filtro banda estarem no limite de vida útil e por isso serem praticamente ineficazes.

Apesar da diminuição da eficiência na solução de tratamento devido essencialmente ao desgaste dos equipamentos acima descritos, esta é uma solução comprovada como viável e adequada para o tratamento da água residual da ETAR. Para além de permitir facilmente alterar o nível de tratamento através da modificação simples dos parâmetros de operação, permite um controlo rigoroso do fornecimento de oxigénio, recirculação de lamas e da ocorrência de fenómenos de *foaming* e *bulking*.

Os processos de tratamento numa ETAR cujo efluente se pretende reutilizar não diferem dos aplicados a uma ETAR projetada com objetivos ambientais de salvaguarda do meio recetor, sendo possível obter uma ETAR cujo efluente possa ser reutilizado através da implementação de instalações complementares ao tratamento convencional, por forma a obter a qualidade desejada às aplicações em causa (Messias, 2012).

Desta forma, no projeto de reabilitação da ETAR Alfa, optou-se por manter a solução de tratamento existente, otimizando-a com recurso a dois reatores biológicos do tipo convencional em regime de baixa carga e à inclusão de um sistema de tratamento terciário de afinação com microtamisação, desinfecção por UV e UF para reutilização da água residual tratada.

Numa fase inicial a reutilização da água tratada tem por objetivo cobrir usos internos da ETAR, tais como:

- Lavagem de pavimentos e órgãos de tratamentos nomeadamente para sistema de lavagem da UF e para limpeza permanente das telas de desidratação que implica um consumo contínuo de água.
- Preparação de Polielectrólito
- Rega dos espaços jardins da ETAR

Numa 2ª fase prevê-se a disponibilização de água residual tratada a outros utilizadores autorizados para usos não potáveis, como por exemplo: sistema de lavagem de veículos municipalizados e possivelmente para outros serviços como o combate a incêndios e a lavagem de ruas e pavimentos públicos.

Comparativamente ao ano em que a ETAR foi projetada, a população estimada para o ano de início de obra de reabilitação, ano zero, é superior à população do ano de execução da ETAR, pelo que os caudais no ano zero e horizonte de projeto, devido à captação, são ligeiramente inferiores.

Na tabela 4.1 estão apresentadas as bases de dimensionamento para o ano zero e ano horizonte de projeto.

Tabela 4.1 - Critérios de dimensionamento no ano 0 e ano HP

Parâmetro	Unidades	Ano 0	Ano HP
População Total	hab	6800	7945
Águas Residuais			
Capitação de Água Residuais	l/hab.dia	156	160
Caudal de Ponta	Ls ⁻¹	39,6	47,7
Caudal Médio Residual	m ³ d ⁻¹	1061	1271
Caudal de Dimensionamento	m ³ d ⁻¹	2122	2542
Cargas Poluentes			
CBO	kgd ⁻¹	408	477
	mgL ⁻¹	385	375
CQO	kgd ⁻¹	918	1073
	mgL ⁻¹	865	844
SST	kgd ⁻¹	612	715
	mgL ⁻¹	577	562
Azoto Total (N_T)	kgd ⁻¹	82	95
	mgL ⁻¹	77	75
Fósforo (P_T)	kgd ⁻¹	27	32
	mgL ⁻¹	26	25
Óleos e Gorduras (O&G)	mgL ⁻¹	122,4	143,0
		77	75

4.2 Linha de tratamento

O tratamento das águas residuais pode ser concebido por operações e processos de natureza física, química e biológica, cuja combinação resulta em vários níveis de tratamento: preliminar, primário, secundário, terciário e tratamento da fase sólida (MetCalf e Eddy, 2003). O tratamento é por isso concebido em duas fases, a fase líquida,

onde se processa o tratamento do efluente, e a fase sólida, a partir da qual se tratam os subprodutos do tratamento da fase líquida (Gomes, 2011).

O processo de tratamento da ETAR Alfa integra quatro fases. Numa primeira fase as águas residuais afluem por gravidade à obra de entrada da ETAR, constituída por dois canais, um deles em funcionamento e outro de reserva (*bypass*).

No Apêndice I encontra-se o esquema de funcionamento completo da ETAR Alfa. Na Figura 4.1 é apresentada uma esquematização simples da linha de tratamento da ETAR.

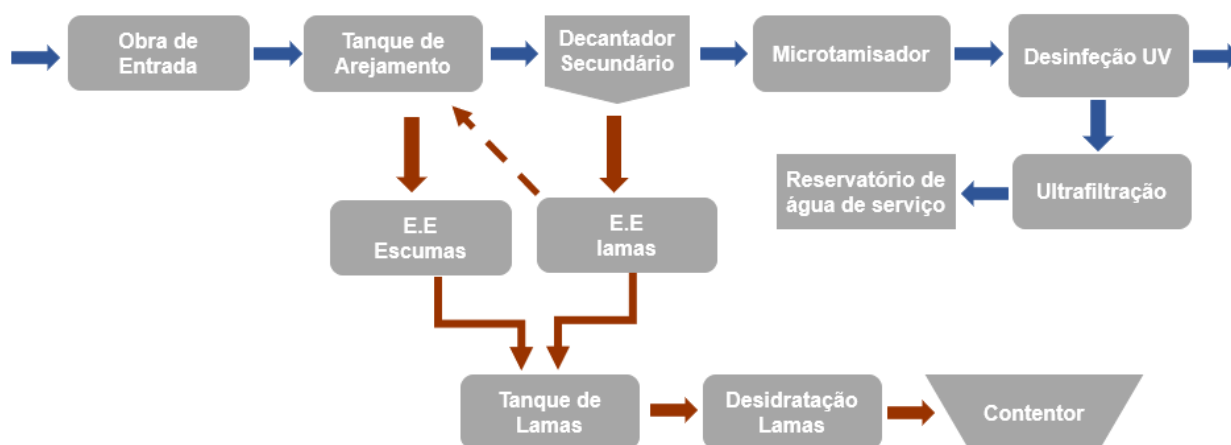


Figura 4.1 - Representação da linha de tratamento da ETAR Alfa

4.2.1 Tratamento Preliminar

A primeira etapa de tratamento é constituída por uma sucessão de operações que têm como principal objetivo a remoção de sólidos de maiores dimensões, sólidos grosseiros transportados na água bruta, assegurando deste modo uma maior proteção dos órgãos de tratamento a jusante.

No tratamento preliminar estão incluídas as operações de gradagem, desarenação e remoção de óleos e gorduras, que num mesmo equipamento combinam as funções de gradagem fina realizada por um tamisador rotativo com malha de 6 mm, compactação, lavagem de gradados e respetivo transporte.

O tamisador funciona com uma sonda de nível, isto é, à medida que os sólidos se vão acumulando progressivamente na malha do tambor, origina-se uma perda de carga, provocando uma elevação lenta do nível, que vai automaticamente acionar o raspador rotativo interior. No seu movimento, este raspador eleva os sólidos e compacta-os, descarregando-os num contentor de gradados de alimentação do parafuso

transportador sem fim. Durante o seu transporte, os resíduos são compactados e desidratados até um teor de sólidos de 35%.

O afluente e as escorrências provenientes da compactação e lavagem que passam pelo tamisador afluem por gravidade ao canal de gradagem. Os gradados recolhidos nos sistemas de gradagem são armazenados em dois contentores de capacidade igual a 200 L.

No canal *bypass*, que só funciona em caso de obstrução do tamisador, está instalada uma grade de limpeza manual. Ambos os canais dispõem de uma adufa de seccionamento, quer a montante quer a jusante das grades.

A segunda etapa do tratamento preliminar é a remoção das areias transportadas pela água residual que, devido ao seu efeito erosivo, provocariam nas fases seguintes de tratamento o desgaste precoce de equipamentos caso não fossem removidas, para além da perda de volume útil nos órgãos de tratamento instalados a jusante.

Assim, a desarenação é efetuada através de um desarenador do tipo de canal, com dispositivo de controlo de nível por descarregador *Parshall* com sonda de nível ultrassónica. O afluente é conduzido graviticamente para estação elevatória inicial, sendo elevado para o tanque de arejamento em funcionamento. O material gradado é colocado num contentor apropriado para os veículos de recolha de resíduos sólidos.

4.2.2 Tratamento Secundário

A segunda fase contempla o tratamento secundário por lamas ativadas, em arejamento prolongado e em condições de mistura completa em baixa carga, efetuado num reator convencional de betão armado com 4,0 m de profundidade e em planta quadrangular.

As lamas ativadas são o processo de biomassa suspensa mais utilizado, permitindo uma eficiência de remoção de 90 a 95% da carga poluente (CBO_5) da água residual. Trata-se de um processo biológico aeróbio, onde ocorre a mistura por agitação e arejamento da água residual com a biomassa (microrganismos), dando origem à formação de uma lama biológica, que é posteriormente separada da fase líquida por decantação secundária (Gomes, 2011). Deste modo, no tanque de arejamento é adicionado ar por intermédio de um arejador mecânico instalado na soleira, que funciona por temporização. Os arejadores têm como objetivo promover a remoção biológica da carga orgânica, por forma a garantir o oxigénio indispensável ao processo biológico de depuração, a homogeneidade da mistura e evitar a sedimentação dos sólidos, mantendo

os flocos microbianos num estado contínuo de suspensão agitada (MetCalf e Eddy, 2003). Em condições *standard* a transferência de ar é de 1,9 kgO₂/kWh.

Junto ao tanque de arejamento está o decantador secundário de secção circular e com ponte raspadora rotativa, de tração periférica e radial. Associado ao decantador existe também uma válvula de seccionamento colocada na tubagem de alimentação do poço de recirculação das lamas anexado ao decantador, assim como um grupo elevatório submersível para extrair as lamas em excesso provenientes da decantação. Existe em paralelo, disposto lado a lado, outro tanque e decantador secundário exatamente com as mesmas configurações.

4.2.3 Tratamento Terciário

O tratamento terciário é uma etapa adicional do processo de tratamento sendo executado como medida de afinação para garantir a qualidade final da água residual dentro dos valores de descarga estabelecidos antes da sua libertação no meio recetor natural. É também utilizado quando se tem por objetivo a reutilização da água residual tratada, como é o caso da ETAR Alfa (Sousa, 2009).

Após o tratamento secundário, o efluente passa por uma etapa de microtamisação que tem como principal função reter sólidos em suspensão que ainda estejam presentes na água, com dimensão igual ou superior a 20 µm e cuja presença possa limitar o desempenho do tratamento de desinfecção por radiação UV instalado a jusante deste.

O sistema de microtamisação é constituído por um microtamisador de tambor filtrante, em canal aberto, com capacidade para o caudal de ponta. O efluente proveniente da decantação entra para o interior do meio filtrante da cuba, onde ficam retidos os sólidos e onde se vão acumulando. Quando o nível do descarregador de saída é atingido, o efluente sai para o exterior e prossegue para a etapa seguinte do tratamento.

Quando é detetado o nível a montante do órgão de tratamento, é acionada automaticamente a limpeza do microtamisador. A limpeza do meio filtrante é efetuada com o próprio efluente tratado, cujo caudal de lavagem corresponde a 1% da água filtrada, e que através de pulverizadores, procedem à descolmatação da malha de filtração. As águas de lavagem estão diretamente ligadas ao sistema de drenagem de escoamentos, que encaminha as mesmas para a estação elevatória de escoamentos.

Os SST presentes no efluente à entrada do microtamisador costumam apresentar uma concentração inferior ou igual a 40 mg/L. Após serem filtrados, a água deve apresentar na sua constituição uma concentração de SST inferior ou igual a 20 mgL⁻¹.

A água filtrada prossegue, em seguida, para a etapa de desinfecção por meio de emissão UV realizada num sistema instalado em canal aberto, equipado com dois módulos constituídos por seis lâmpadas de baixa pressão com saída de radiação de 150 W. À saída do sistema de desinfecção o efluente deve apresentar valores de CF inferiores a 2000 UFC/100 ml, e uma transmitância de 50%. Para que estes efeitos sejam atingidos o comprimento de onda emitido oscila entre os 250 e 270 nm.

À semelhança do equipamento de microtamisação, também o equipamento de UV tem incorporado um sistema automático de limpeza das lâmpadas, que atua sem obstaculizar o funcionamento do sistema de desinfecção.

Parte do caudal de efluente tratado após a etapa de desinfecção é encaminhado para um tanque de armazenamento de água tratada, equipado com um grupo eletrobomba (1+1) com capacidade de 26 m³/h, que seguidamente envia o efluente tratado para o sistema de UF. O restante caudal é descarregado diretamente na linha de água.

Ao afluente do sistema UF é doseado coagulante (PAX Alumínio 20), antes da sua entrada nas membranas. Após a etapa de UF, o efluente é armazenado num reservatório de água de serviço com uma capacidade de 40 m³, de onde será elevado para a rede de água de serviço que o enviará para lavagem das membranas do próprio sistema de UF e para usos internos da ETAR.

As escorrências globais produzidas na ETAR afluem por gravidade à obra de entrada.

4.2.4 Tratamento da Fase Sólida

A quarta fase e última fase da linha de tratamento corresponde ao tratamento da fase sólida. As lamas provenientes da decantação secundária e também de ETAR vizinhas da ETAR Alfa que vão desidratar no sistema local são conduzidas para o tanque de lamas, onde no seu interior há um hidrojector submersível que homogeneiza/mistura as lamas armazenadas com tempo de retenção de um dia.

O sistema de tratamento de lamas da ETAR contempla num mesmo equipamento duas unidades de tratamento de lamas: um tambor de espessamento e um filtro prensa. As bombas de lamas alimentam o tambor a um caudal de 15 m³/h e a concentrações de sólidos próximas dos 0,8 %

A rotação do tambor conduz ao espessamento da lama, que retém os sólidos no seu interior, eliminando a maior parte da água libertada pela lama através da tela. Ao espessar as lammas, efetuando uma separação sólido-líquido, minimiza-se ao máximo os volumes de lammas a enviar para o filtro de prensa, melhorando a eficiência do sistema de desidratação

As lammas saem gravificamente do espessador com concentrações de sólidos compreendidas entre 4% e 8%, pelo extremo oposto do da alimentação para o filtro prensa. Para melhorar a eficiência da desidratação, recorre-se à dosagem de polieletrólito, o qual promove a formação de flocos de maior dimensão (floculação), otimizando o processo de separação entre fases.

Na conclusão desta etapa, as lammas desidratadas apresentam uma sicidade final próxima dos 20%, as quais seguem para uma tremonha sendo depois elevadas por meio de um parafuso transportador para o contentor de lammas com 4 m³ de capacidade.

O sistema de desidratação de lammas opera, em média, 8h/ dia a três a cinco dias da semana, uma vez que este funciona por sonda de nível, pelo que só quando o nível é atingido é que se efetua a desidratação. A recolha das lammas no contentor é efetuada por norma uma vez por semana.

4.3 Processo de Ultrafiltração

Tal como foi citado no subcapítulo 4.2.3, o sistema de UF da ETAR Alfa encontra-se instalado no fim de linha de tratamento (fase terciária) da fase líquida e tem como objetivo tratar parte do caudal proveniente do sistema de desinfecção UV para reutilização em usos internos da ETAR, numa fase inicial.

O dimensionamento dos órgãos a montante do sistema de UF é um dado importante, uma vez que constituem a base para o dimensionamento do sistema de reutilização. Na **Erro! Autorreferência de marcador inválida.**, apresentam-se os valores de dimensionamento da microtamisação e do sistema de desinfecção UV.

Tabela 4.2 - Critérios de dimensionamento do sistema de Microtamisação e UV para o ano 0 e ano HP

Microtamisador		
Parâmetro	Unidade	Valor
Caudal Unitário	m ³ h ⁻¹	172
	Ls ⁻¹	47,7
Concentração SST à entrada	mgL ⁻¹	< 40
Concentração SST à saída	mgL ⁻¹	< 20
Desinfecção UV		
Caudal unitário	m ³ h ⁻¹	172
Concentração máx. SST à entrada	mgL ⁻¹	< 35
CF à entrada	UFC/100 ml	10 ⁵
CF à saída	UFC/100 ml	2000
Transmitância	%	50

O sistema UF é constituído por um conjunto de doze módulos do tipo ZeeWeed® 1500-600 de membranas de fibra oca em PVDF com um tamanho máximo do poro de 0,02 µm, dispostos paralelamente na posição vertical, sendo cada linha constituída por seis módulos. Cada módulo tem uma área de superfície de 55,7m², onde se compactam feixes de milhares de fibras em configuração vertical e com um diâmetro da fibra de 1,1 mm (OD) e 0,66 mm (ID). A superfície da membrana é não iónica e hidrofílica, o que reduz a sua tendência à decomposição orgânica e apresenta uma permeabilidade inicial de 125 l/m²hbar (Suez, 2014).

Cada um dos módulos de ultrafiltração ZeeWeed® possui conexões. O caudal de alimentação flui pela porta inferior e circula pelo exterior das fibras. A porta de entrada de ar encontra-se igualmente na parte inferior do módulo, e tem como função a aplicação de ar nas sequências de lavagens. As portas dos fluxos de rejeitado e permeado estão na parte superior dos módulos. Na Figura 4.2 encontra-se representado um módulo de UF ZeeWeed®, assim como o sistema de UF instalado na ETAR e a indicação das conexões de fluxos.



Figura 4.2 - Módulo ZeeWeed® 1500-600 e sistema de UF instalado na ETAR (adaptado de Suez, 2014)

O caminho de filtração processa-se de fora para dentro, ou seja, a água filtrada é recolhida no interior das fibras e o concentrado fica retido no exterior. Este sistema evita a obstrução das fibras pelos contaminantes presentes na corrente de alimentação, e permite uma maior carga contaminante de entrada, comparado com os sistemas que trabalham no sentido dentro para fora (DOW Water & Process Solutions, 2009).

Durante a etapa de filtração, a porta de concentrado permanece fechada, sendo que os módulos trabalham em modo circuito fechado (*dead end*), o que simplifica muito o desenho da planta e requer menos energia (DOW Water & Process Solutions, 2009). Dependendo do tipo de aplicação e da qualidade da água de alimentação, a duração do ciclo de filtração varia de 20 a 60 minutos, durando em média cerca de 25 minutos. Na Tabela 4.3, encontram-se reunidas as principais características do sistema de UF instalado na ETAR.

Tabela 4.3 - Critérios de Dimensionamento do sistema de UF

Ultrafiltração		
Parâmetro	Unidade	Valor
Caudal de Alimentação	m ³ /h	26
	m ³ /dia	624
Caudal de permeado	m ³ /h	20
	m ³ /dia	480
Taxa de Filtração	l/m ³ /h	35,9
Taxa de Recuperação permeado	%	95
Fluxo típico de operação	l/m ² h	39,1
Pressão transmembranar típica	kPa	0-276
Temperatura máxima de operação	° C	40
CF à saída	NMP/100 ml	< 100

Na Figura 4.3, encontra-se esquematizado o sistema de UF instalado na ETAR Alfa.

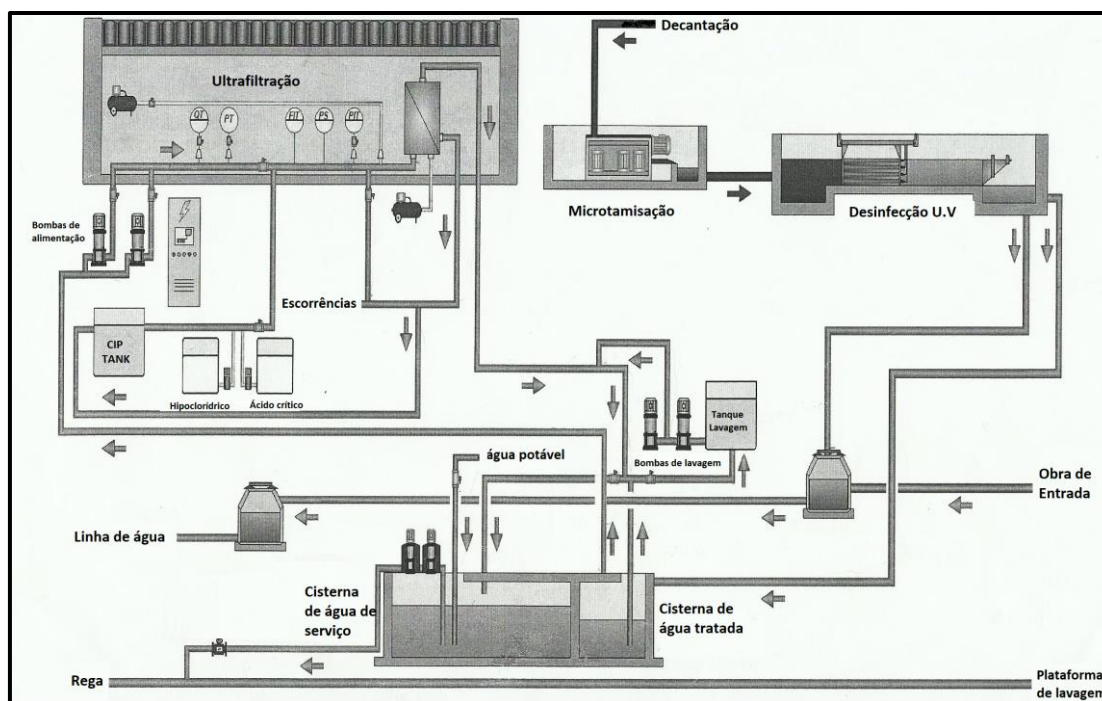


Figura 4.3 – Sistema de UF instalado na ETAR Alfa

À medida que o ciclo de filtração decorre, as fibras vão se conspurcando devido à acumulação de contaminantes presentes no caudal de alimentação, sendo necessário realizar uma limpeza hidráulica em contra lavagem automática para manter uma vazão

de produção estável. A sequência completa da limpeza em *Backwash* inclui uma etapa inicial de limpeza com ar, onde este é introduzido a baixa pressão por um bocal na parte inferior do módulo (indicado na Figura 4.2), e de onde as bolhas de ar sobem e agitam ligeiramente as fibras, contribuindo para a eliminação da sujidade depositada sobre a membrana. Esta etapa demora cerca de 60 segundos, é realizada diariamente e seguida por uma etapa de drenagem do módulo, para remover os contaminantes eliminados durante a limpeza com ar e esvaziar o conteúdo do módulo (DOW Water & Process Solutions, 2009).

Na etapa de *Backwash* a água flui pelo canal de permeado e atravessa a fibra de dentro para fora, expulsando, desta maneira, os contaminantes da membrana depositados na superfície ou no interior. Esta etapa consiste em dois passos consecutivos: no primeiro passo remove-se a água pela porta superior do módulo, onde a contaminação está mais concentrada, e posteriormente pela porta inferior, onde se concentram as partículas mais pesadas. Desta forma, assegura-se uma limpeza completa em toda a extensão das fibras (DOW Water & Process Solutions, 2009).

Por último, realiza-se um deslocamento final com água de alimentação. Neste caso, a água circula sobre a superfície das fibras (não a atravessa), com o objetivo de ajudar a eliminar do módulo a sujidade remanescente arrancada das fibras nas etapas anteriores, assim como arrastar as bolhas de ar que possam ter ficado presas no interior do mesmo.

Em acréscimo à lavagem hidráulica, é efetuada uma limpeza química acionada automaticamente, com recurso a reagentes químicos. Este tipo de lavagem é então designado por CEB (*Chemically Enhanced Backwash*), e consiste na injeção de produtos químicos na linha de *Backwash*, cuja concentração depende do grau e natureza da sujidade (DOW Water & Process Solutions, 2009). Mediante a escolha do operador, esta é efetuada recorrendo a um dos dois reagentes: hipoclorito de sódio (NaOCl) e/ou ácido cítrico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$). A CEB geralmente requer 5-20 minutos de repouso dos módulos de UF na solução química para otimizar o seu efeito. Este tipo de lavagem pode ser realizado a cada *Backwash*, mas geralmente é efetuado uma vez ao dia.

Adicionalmente, é realizada uma vez por mês uma limpeza intensiva no sistema, designada de CIP (*Cleaning In Place*). Nesta operação CIP utiliza-se comumente os mesmos reagentes químicos que os usados nos procedimentos CEB, ainda que em concentrações maiores (DOW Water & Process Solutions, 2009). Esta é executada manualmente pelo operador, durante um período de seis horas.

Antes da limpeza CIP, é efetuada uma sequência completa de *Backwash* com arejamento para certificar a eliminação completa dos contaminantes que não necessitam de ação química. Inicialmente efetua-se uma drenagem ao sistema para eliminar o excesso de água e evitar a diluição da solução química. A solução química circula pelo exterior das fibras, abrindo a válvula de permeado após uns minutos de recirculação para que esta corrente retorne ao tanque (DOW Water & Process Solutions, 2009).

Após a etapa de recirculação, o sistema fica absorvido na solução química por um período que varia em função do grau e natureza da sujidade (habitualmente de 45 minutos), para finalizar com uma nova etapa de recirculação com duração de 15 minutos. Uma vez completa esta etapa de recirculação, realiza-se novamente a limpeza com ar, seguida de drenagem, *Backwash* e deslocamento final para eliminar completamente a solução química do sistema.

A tabela seguinte reúne as principais características das etapas de lavagem efetuadas no sistema de UF.

Tabela 4.4 - Características das etapas de lavagem efetuadas no sistema de UF

Limpeza	Parâmetro	Valor
Backwash	Duração de BW e Arejamento	60 s
	Duração do fluxo de Alimentação	30 s
	Frequência do Arejamento	25

	Fluxo Máximo de Ar	5,1
	Fluxo Máximo de BW	1,8
CEB	Duração BW e arejamento	60 s
	Duração fluxo de alimentação	60 s
	Duração de doseamento	34 s
	Tempo de Recirculação	900 s
	Dose de Reagente	10 mgL ⁻¹
	Concentração do Reagente	100 mgL ⁻¹ (NaOCl)
		1000 mgL ⁻¹ C ₆ H ₈ O ₇
	Densidade do reagente	1,18 kg/L NaOCl
		1,10 kg/L C ₆ H ₈ O ₇
CIP	Duração BW e arejamento	120 s
	Duração fluxo de alimentação	120 s
	Duração de Recirculação	900 s
	Duração de doseamento	168 s
	Duração de absorção	45 min
	Temperatura	25 ° C
	Dose de Reagente	10 mgL ⁻¹
	Dose do Reagente	500 mgL ⁻¹ NaOCl
		2000 mgL ⁻¹ C ₆ H ₈ O ₇
	Densidade do reagente	1,18 kg/L NaOCl
		1,10 kg/L C ₆ H ₈ O ₇

5 Monitorização

O controlo de qualidade da água residual tratada é fundamental para a viabilidade de um projeto de reutilização. Deste modo, a fase de monitorização consistiu na recolha de amostras em vários pontos estratégicos da linha de tratamento para que numa fase seguinte, fossem efetuadas análises laboratoriais (em laboratório externo) à água residual. Este procedimento teve como objetivo analisar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos que compõe o efluente e aferir a eficiência da remoção nos vários órgãos da linha, especialmente à saída do sistema de desinfecção UV e à saída do sistema de UF para posterior reutilização da água.

A monitorização na ETAR Alfa decorreu entre os meses de janeiro a junho do ano 2017. Neste período, foram efetuadas recolhas de amostras da água bruta em seis pontos de amostragem diferentes ao longo da linha de tratamento da fase líquida e em quatro pontos de amostragem da linha de tratamento da fase sólida. A recolha das amostras pontuais foi realizada duas vezes por semana, às terças e quintas-feiras, enquanto a colocação dos amostradores para a recolha de amostras compostas foi efetuada às segundas e quartas feiras.

As recolhas de amostras compostas, de acordo com o disposto no ponto 2 d) do anexo I do Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho, foram efetuadas no afluente à ETAR (obra de entrada) e no efluente final da linha de tratamento (desinfecção UV), isto é, à entrada e saída da estação de tratamento. Para a recolha destas amostras foram utilizados amostradores automáticos que, durante 24 horas, armazenaram amostras representativas da água bruta e da água residual tratada.

Nas etapas ao longo da linha de tratamento em que não existiam evidências de variabilidade brusca das características da água residual, efetuaram-se recolhas de amostras pontuais representativas das condições de descarga. Neste caso, as recolhas foram executadas manualmente *in situ*.

Na Figura 5.1 encontram-se representados os pontos de amostragem distribuídos ao longo da linha de tratamento da fase líquida:



Figura 5.1 - Linha de tratamento da fase líquida com os pontos de amostragem

Sendo:

- Ponto 1 – Obra de Entrada com amostra composta durante 24h;
- Ponto 2 – Tanque de arejamento com amostra pontual;
- Ponto 3 – Decantador Secundário com amostra pontual;
- Ponto 4 – Saída do Microtamisador com amostra pontual;
- Ponto 5 – Efluente final do tanque de UV com amostra composta 24h;
- Ponto 6 – Efluente Ultrafiltração (água de serviço) com amostra pontual.

A Figura 5.2 esquematiza os pontos de amostragem distribuídos ao longo da linha de tratamento da fase sólida:

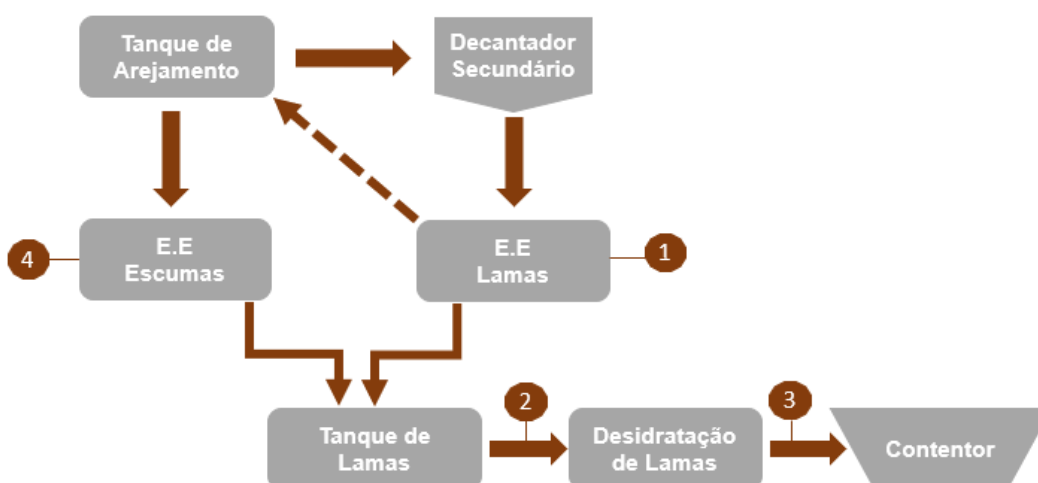


Figura 5.2 - Linha de tratamento fase sólida com pontos de amostragem

Sendo:

Ponto 1 – Recirculação de lamas com amostra pontual;

Ponto 2 – Tanque de lamas com amostra pontual;

Ponto 3 – Lamas desidratadas com amostra pontual;

Ponto 4 – Caixa junção de escorrências com amostra 24h.

Durante o mês de fevereiro houve uma diminuição das recolhas das amostras compostas devido à indisponibilidade dos amostradores automáticos nesse mês. No entanto, em março foi retomada a frequência das amostragens estabelecida ao princípio. No início do mês de março a rede de rega passou a estar operacional, pelo que só a partir deste mês começaram a ser recolhidas amostras pontuais à saída do sistema de UF e a reutilizar-se a água tratada.

A frequência das amostragens deve satisfazer o Anexo XVII do Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto e deve ser adequada à variabilidade das características médias das águas residuais afluentes à ETAR e às condicionantes do tratamento da mesma.

Assim, a periodicidade das amostras variou de parâmetro para parâmetro, dependendo da sua relevância para a avaliação da água residual tratada. Nas tabelas seguintes (Tabela 5.1 e 5.2), apresenta-se a frequência das análises a cada parâmetro ao longo dos vários pontos de amostragem da linha de tratamento.

Tabela 5.1 - Frequência da recolha de amostras nos pontos de amostragem na fase sólida

Parâmetro	Unidade	Recirculação de Lamas (Ponto 1)	Tanque de Lamas (Ponto 2)	Lamas desidratadas (Ponto 3)	Caixa junção Escorrências (Ponto 4)
pH	Escala de Sorensen	semanal	diário	diário	mensal
Temperatura	° C	-	-	diário	-
ST	mgL ⁻¹	-	semanal	-	-
SV	mgL ⁻¹	-	semanal	-	-
SST	mgL ⁻¹	semanal	-	-	semanal
SSV	mgL ⁻¹	semanal	-	-	
CBO5	mgO ₂ L ⁻¹	-	-	-	semanal
CQO	mgO ₂ L ⁻¹	-	-	-	semanal
Azoto Total	mgL ⁻¹	-	-	mensal	-
Fósforo Total	mgL ⁻¹	-	-	mensal	-
Coliformes Fecais	UFC/100 mL	-	-	bisemanal	-
Coliformes Totais	UFC/100 mL	-	-	bisemanal	-
Densidade	g/l	-	-	semanal	-

Tabela 5.2- Frequência da recolha de amostras nos pontos de amostragem na fase líquida

Parâmetro	Unidade	Entrada da ETAR Ponto 1	T. A (saída) Ponto 2	D. S (saída) Ponto 3	MT (saída) Ponto 4	U.V (saída) Ponto 5	UF Ponto 6
pH	Escala de Sorensen	diário	diário	diário	-	diário	-
Temperatura	° C	diário	diário	diário	-	diário	-
Oxigénio Dissolvido	mgO ₂ L ⁻¹	-	-	diário	-	-	-
Potencial Redox	mV	-	-	diário	-	-	-
Óleos e Gorduras	mgL ⁻¹	bisemanal	bisemanal	-	-	diário	-
SST	mgL ⁻¹	bisemanal	bisemanal	-	-	bisemanal	bisemanal
SSV	mgL ⁻¹	bisemanal	bisemanal	-	-	bisemanal	-
CBO5	mgO ₂ L ⁻¹	bisemanal	-	-	-	-	-
CQO Total	mgO ₂ L ⁻¹	bisemanal	-	-	-	-	-
Azoto Total	mgL ⁻¹	semanal	-	-	-	mensal	-
Fósforo Total	mgL ⁻¹	semanal	-	-	-	mensal	-
SVI	mgL ⁻¹	-	-	-	-	diário	-
Coliformes Fecais	UFC/100 ml	-	-	semanal	-	bisemanal	bisemanal
Transmitância	%	-	-	semanal	semanal	-	-

6 Discussão de resultados

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados obtidos nas análises às amostras colhidas na ETAR ao longo do período de monitorização, por forma a procurar avaliar a eficiência do tratamento aplicado à ETAR e o desempenho da UF na remoção de microrganismos patogénicos e na recuperação de permeado.

O período de recolha de amostras na ETAR decorreu ao longo dos primeiros seis meses do ano (janeiro a junho), o que resultou num total de 86 dias de recolha de amostras. Tal como se encontra referenciado no capítulo 5 (Tabela 5.1 e Tabela 5.2), a periodicidade das recolhas de amostras foi variável entre os diferentes parâmetros.

O facto de os meses não terem todos a mesma duração, implica que a médias mensais para os diferentes parâmetros não sejam todas quantificadas num mesmo número de dias. A este fator, acresce o facto de os seis meses de monitorização constituírem a fase de arranque da ETAR após a sua reabilitação, que resultou em que diferentes etapas de tratamento tivessem arranques distintos entre si, como foi o caso do tratamento terciário (microtamizador e UV) que apenas ficou operacional no mês de fevereiro, e o sistema de UF que só em março ficou ativo.

Na tabela seguinte, apresentam-se os dias de amostragem por parâmetro e por mês:

Tabela 6.1 – Dias de amostragem por parâmetro e por mês

Parâmetro	Meses de monitorização					
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maiο	Junho
CBO5	2; 7; 12; 15; 18; 21	27; 33;37	43; 48; 51; 53; 56; 58; 61; 63	65; 66; 67; 68; 69; 70; 71; 72	73; 74; 75; 76; 77; 78; 79; 80; 81	82; 83; 84; 85; 86
CQO						
SST						
SSV						
Coliformes Fecais	-	-				
Óleos e Gorduras	2; 7; 12; 15; 18; 21	27; 33;37				
pH						
NT						
P _T	2; 7	37	43; 48	65	73	82

6.1 Caraterização das águas residuais

A caraterização das águas residuais afluentes à ETAR, bem como do efluente tratado, é primordial para a compreensão da forma como o tratamento da ETAR está a atuar na remoção de contaminantes e dos parâmetros patogénicos que constituem as águas residuais.

Na sequência do objetivo prevalecente desta dissertação, procedeu-se somente à análise dos parâmetros constituintes da fase líquida não havendo por isso referência aos resultados das amostras efetuadas às lamas provenientes do tratamento da fase sólida, por não ser relevante para a compreensão do tema.

6.1.1 Análise do caudal afluente à ETAR

O caudal afluente à ETAR é primeiramente quantificado no canal *Parshall* à entrada da ETAR. Os valores de caudal expressam a variação típica da afluência de águas residuais da localidade onde se insere a ETAR em estudo. Durante o período que decorreu entre janeiro de 2017 a junho do mesmo ano, registou-se um caudal médio diário de aproximadamente $418 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, sendo o volume total de água residual à ETAR de aproximadamente 75260 m^3 .

Na Figura 6.1 estão representados os caudais médios afluentes à ETAR nos seis meses de monitorização, bem como os valores máximos e mínimos registados em cada mês.

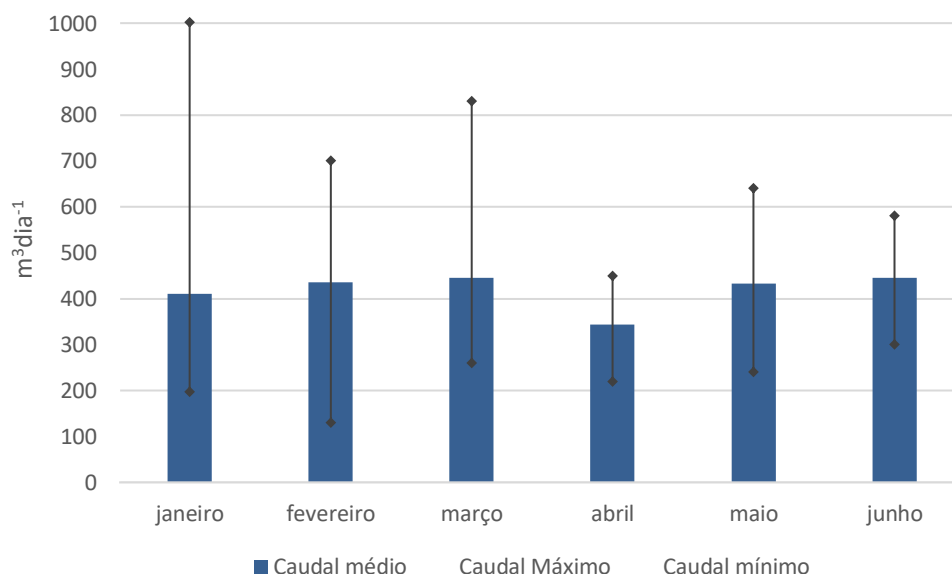


Figura 6.1 – Caudais médios, máximos e mínimos afluentes à ETAR por mês

Através da análise da Figura 6.1 verificou-se que o caudal médio diário observado em cada mês foi variável, mas não muito significativo ($339 - 446 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$). Sendo o caudal médio mensal referido anteriormente ($418 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$), um valor meramente indicativo que para efeitos da gestão da ETAR encontra-se abaixo do caudal médio determinado para o ano zero ($1061 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$).

A variabilidade observada nos valores dos caudais nos seis meses, apesar de não ser muito acentuada, pode ter sido influenciada por diferentes componentes. A ocorrência de fenómenos de precipitação, é por vezes um fator que contribui significativamente para uma alteração visível nas séries de caudal afluente à ETAR. Na Figura 6.2, apresenta-se o caudal médio mensal, bem como a precipitação registada para cada um dos meses na estação próxima da localidade, através dos dados facultados pelo SNIRH.

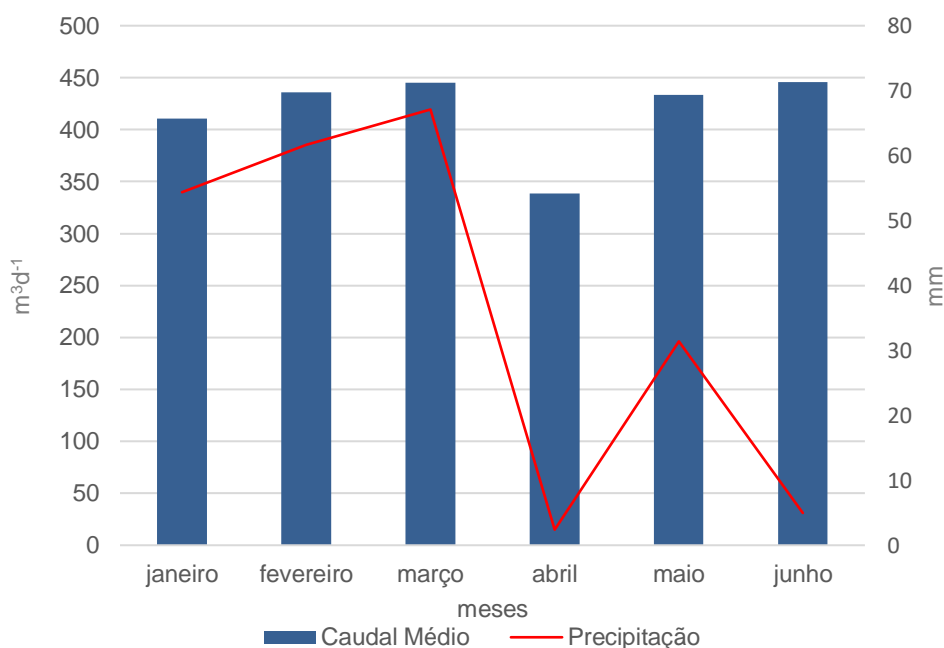


Figura 6.2 – Precipitação e caudal médio mensal

Verifica-se que para os três primeiros meses do ano, o aumento de caudal foi antecedido de um período de aumento de precipitação, registando-se no mês de março ($444,84 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$) um caudal mais elevado correspondendo também ao pico de precipitação ($67,1 \text{ mm}$). Observa-se de seguida, um decréscimo do caudal acompanhado com uma diminuição significativa da precipitação, atingindo-se no mês de abril o caudal mais reduzido ($338,66 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$). Volta a verificar-se um aumento de caudal no mês de maio ($433,23 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$) acompanhado por um pequeno aumento da precipitação, que volta a decrescer. No entanto, é em junho que se regista o caudal mais elevado ($445,67 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$).

¹⁾, não havendo uma contribuição da precipitação para esse aumento. Desta forma, pela análise de precipitação total mensal da localidade onde a ETAR se encontra, não se verificou para este período a existência de uma relação inerente entre a variação do caudal e a variação da precipitação para todos os meses.

A água residual é variável ao longo do dia, diferindo também entre os dias da semana e entre as estações do ano, uma vez que está relacionado com consumo de água, sendo que constitui uma fração deste (Espírito Santo, 2008). Deste modo, a variabilidade horária das águas residuais é também um componente que influencia a afluência de caudais à ETAR.

Assim sendo, é possível verificar, através da Figura 6.1, a variância de caudais que ocorreu em cada mês. Em janeiro registou-se um caudal médio de $417,72 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, sendo o caudal mínimo registado neste mês de $246,24 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ e um caudal máximo de $1002 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, que ocorreu no 18º dia de monitorização, cujo valor pode ser justificado pela precipitação acentuada que se verificou neste dia. O facto de a ETAR só ter ficado operacional em janeiro, pode ter sido outro fator que tenha contribuído para a variação de caudais, uma vez que houve dias em que a ETAR não esteve a operar durante 24 horas e por isso possa ter havido acumulação de água residual na entrada da ETAR.

O caudal afluente à ETAR aumentou no mês de fevereiro ($435,68 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$), cujo valor máximo de caudal neste mês foi de $700 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ e o caudal mínimo medido de $130 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ na ETAR. Também no mês de março ($444,84 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$) observa-se uma grande discrepância de valores acentuada com um caudal máximo de $830 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ e um caudal mínimo de $260 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, que podem ser justificados pela mesma razão acima descrita, devido a períodos de funcionamento da ETAR mais curtos na fase de reiniciação da mesma, e por ter sido o mês com uma precipitação mensal mais elevada.

O mês de abril assim como o mês de junho, foram os meses que apresentaram uma menor discrepância entre valores, tendo como caudais máximos 450 e $580 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ e caudais mínimos de 220 e $300 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, respetivamente. De facto, o mês de abril, ficou caracterizado pela pouca precipitação e altas temperaturas que se fizeram sentir por todo o território, uma situação bastante atípica deste mês e que pode ter corroborado em menores caudais afluentes à ETAR.

Relativamente ao mês de junho este foi o mês a par com março, que apresentou um caudal mais elevado, e cujo fator precipitação, tal como já foi explicado anteriormente, não teve qualquer influência. O caudal elevado neste mês pode ter sido

devido ao facto de junho ser um mês de verão, e por isso, haver uma maior afluência populacional à região e consequentemente um aumento do consumo de água.

6.2 Análise do caudal de água de serviço para reutilização

Em meados de janeiro, o caudalímetro de pressurização de água de serviço sofreu uma anomalia que levou à sua substituição por um equipamento novo. Só no início de março foi colocado novamente o caudalímetro que coincidiu com o arranque do sistema de UF, e por isso só a partir de março (inclusive) se voltou a ter acesso à contabilização da água de serviço para sua reutilização.

A contabilização deste caudalímetro teve em conta o consumo de água de serviço na rede de rega, lavagens, preparação de polietrólito, lavagem de Filtro Banda e outros usos internos na ETAR. Por sua vez, o caudal proveniente da desinfecção UV que não é reutilizado, ou seja, que é descarregado no meio recetor, foi estimado através da subtração do caudal médio de entrada com os restantes caudais que não são tratados para descarga, demonstrado na seguinte equação:

$$Q.\text{Descarregado} = Q.\text{Entrada} - Q.\text{Lamas excesso} - Q.\text{Elevatória Escumas} - Q.\text{Água de serviço} \quad (4)$$

Na Tabela 6.2 encontram-se os valores dos diferentes caudais em termos médios mensais, que permitiram estimar o caudal médio de água tratada e descarregada no meio recetor.

Tabela 6.2 – Caudais ao longo da linha de tratamento e percentagem de reutilização

Parâmetro	Unidades	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
Caudal Médio Entrada	m ³ d ⁻¹	417,7	435,7	444,8	343,3	433,2	445,7
Caudal Médio Escumas	m ³ d ⁻¹	2,3	2,8	3,6	2,3	2,6	2,2
Caudal Médio Lamas em excesso	m ³ d ⁻¹	14,9	9,7	5,6	5,1	3,8	4,6
Caudal Médio água de serviço	m ³ d ⁻¹			25,5	13,3	15,4	18,4
Caudal Médio descarregado	m ³ d ⁻¹	400,6	423,2	410,2	322,6	411,5	419,5
Reutilização	%			5,7	3,9	3,5	4,1

A Figura 6.3 apresenta a relação entre os caudais médios mensais tratados posteriormente descarregados no meio recetor, e os caudais médios mensais da água

de serviço que foi reutilizada, bem como a percentagem de reutilização em relação ao caudal de entrada.

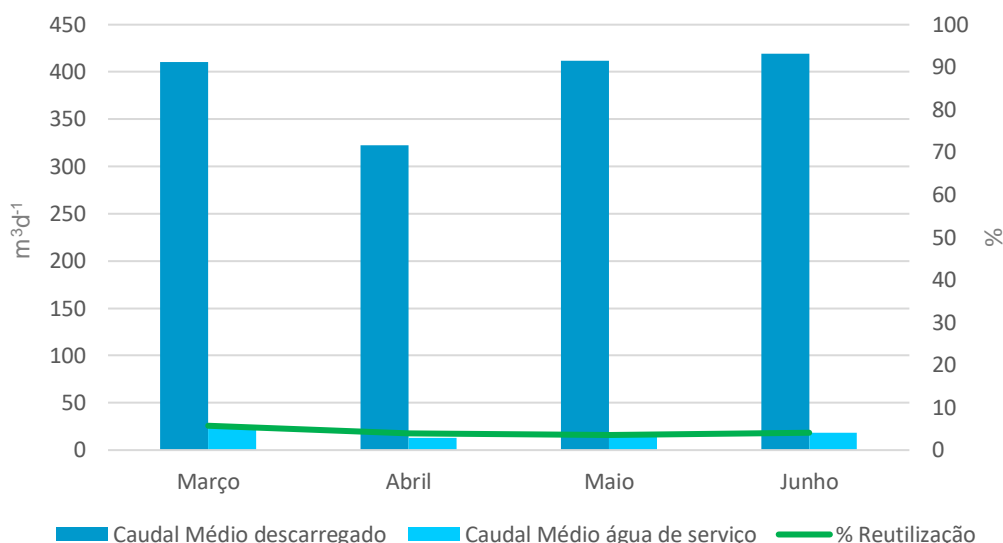


Figura 6.3 – Relação entre os caudais médios descarregados, caudais médios de água de serviço e percentagem de reutilização

Pela análise da Figura 6.3 e da Tabela 6.2, observa-se que o caudal que foi encaminhado para o reservatório de água de serviço para posterior reutilização apresenta alguma variabilidade. Março foi o mês que apresentou maior caudal reutilizado ($25,5 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$), tendo este diminuído em abril ($13,3 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$), e tendo aumentado de novo nos dois meses seguintes.

Em março, registou-se um valor superior ao dos restantes meses porque uma vez que se deu o arranque do sistema de UF neste mês, nos dias 52 e 53 de amostragem, a UF esteve em funcionamento durante mais horas para averiguar se o sistema estava a funcionar correctamente e se não existiam fugas e anomalias que comprometessem o seu funcionamento e que resultou num maior volume de água de serviço.

6.3 Caracterização do Afluente à ETAR

A fase de arranque da ETAR iniciou-se em janeiro, o que significa que começaram a ser recolhidas amostras da água bruta na obra de entrada a montante da estação elevatória inicial, a partir do início deste mês. Nas Figuras 6.4 a 6.11 são apresentados, em termos mensais, os resultados das análises aos parâmetros indicadores das características do afluente à ETAR, estabelecidos no plano experimental de amostragem.

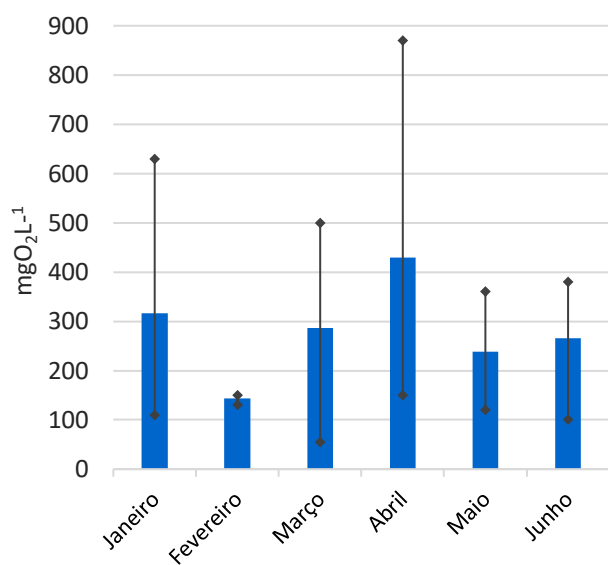


Figura 6.4 – Concentração de CBO5 afluente à ETAR

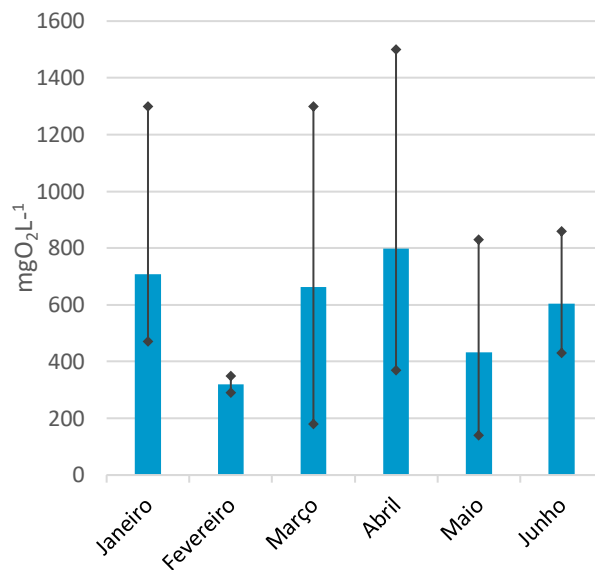


Figura 6.5 - Concentração de CQO afluente à ETAR

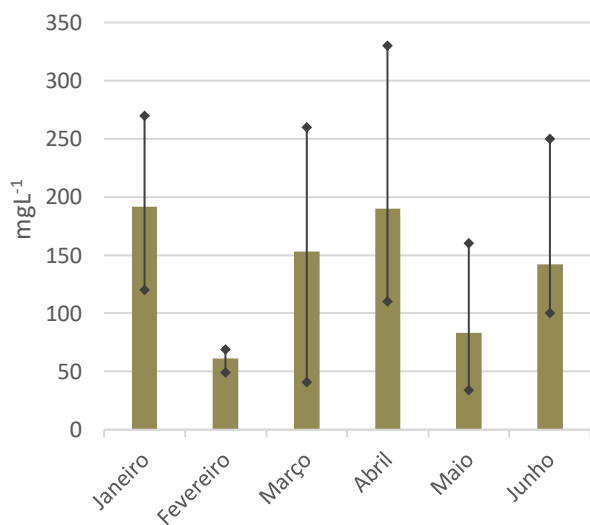


Figura 6.6 - Concentração de SST afluente à ETAR

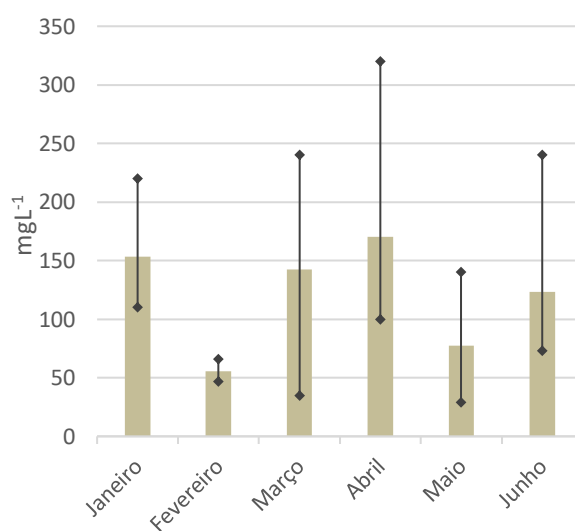


Figura 6.7 - Concentração de SSV afluente à ETAR

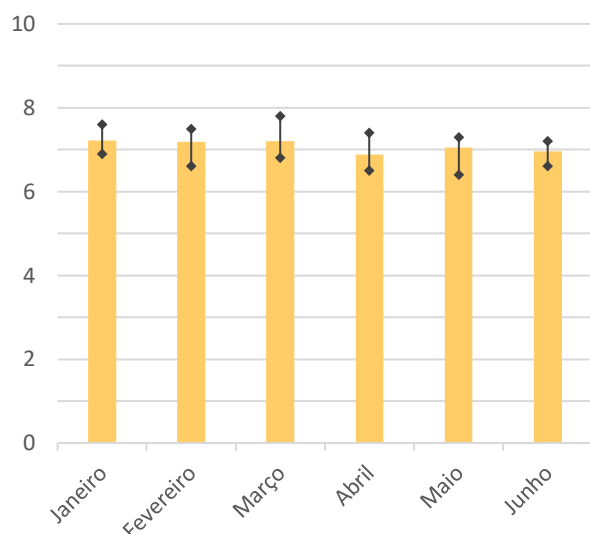


Figura 6.8 – pH afluente à ETAR

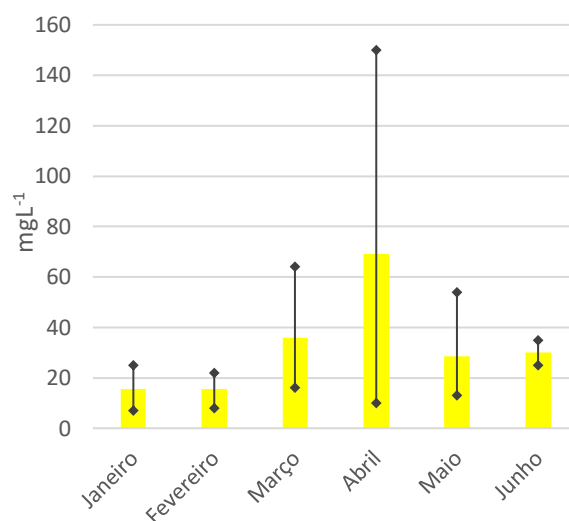


Figura 6.9 – Concentração de Óleos e Gorduras afluente à ETAR

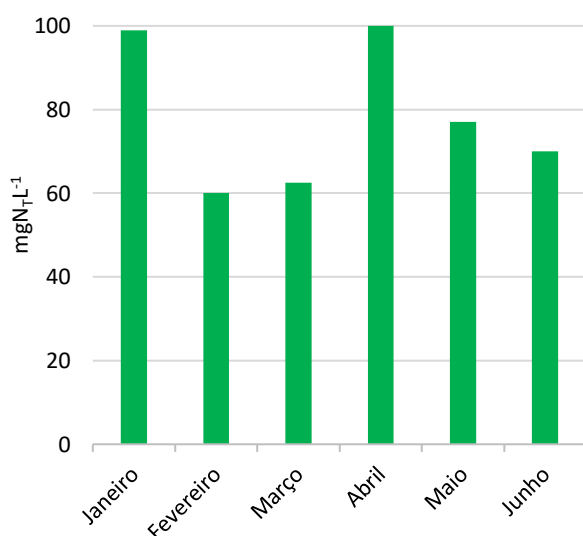


Figura 6.10 - Concentração de N_T afluente à ETAR

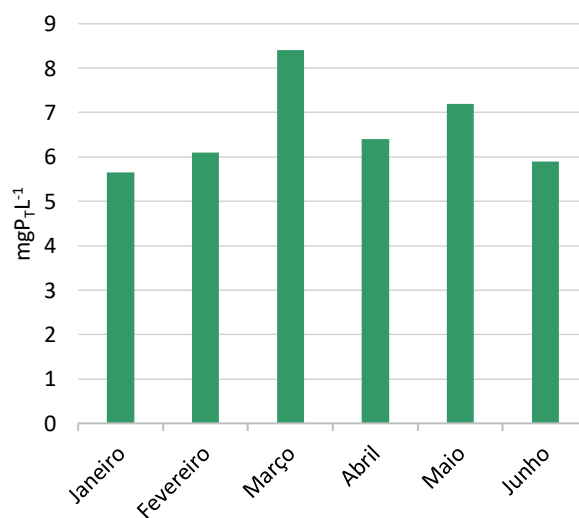


Figura 6.11 - Concentração de P_T afluente à ETAR

Analisando os resultados das análises às amostras recolhidas do afluente à ETAR, em termos mensais (Figuras 6.4 a 6.11), verificou-se que o afluente apresentou uma composição em concentração de poluentes bastante variável, com exceção do pH que manteve valores relativamente homogêneos ao longo dos meses (6,8 – 7,2). Os vários parâmetros analisados no período de recolha de amostras, variaram para a CBO₅ (143 – 430) mgO₂ L⁻¹), CQO (320 – 835 mgO₂ L⁻¹), SST (61 - 192 mgL⁻¹), SSV (55 - 170

mg L⁻¹), N_T (60 - 100 mg L⁻¹), P_T (5,5 - 10 mg L⁻¹), O&G (15,5 – 69 mg L⁻¹) oscilando entre os máximos e mínimos que ocorreram em cada mês.

O mês de abril foi o que apresentou concentrações superiores às dos meses adjacentes com exceção do pH e do fósforo total (P_T), assim como uma maior discrepância de valores que se repercutiram na média mensal.

A multiplicidade de fatores, que pode afetar a composição química e biológica do afluente, torna complexa a identificação de uma causa ou causas específicas para a sua variabilidade. No entanto, de acordo com análise do comportamento hidráulico do caudal que afluiu à ETAR neste mês, a variabilidade observada na concentração de parâmetros presentes no afluente residual poderá estar relacionada com a variação de caudal.

O mês de abril, foi o mês que apresentou uma precipitação praticamente nula, o que resultou em menores volumes afluentes à ETAR e consequentemente em concentrações de poluentes mais elevadas (efeito de diluição da concentração). Contrariamente, os meses de fevereiro e maio foram os que apresentaram concentrações mais reduzidas para a maioria dos parâmetros.

No entanto, de acordo com as análises efetuadas ao afluente, verifica-se que as cargas calculadas a partir das concentrações médias estão de acordo com os dados apresentados na Tabela 4.1 do capítulo 4, pelo que estes valores são expectáveis face ao tipo de efluente em questão.

6.4 Caraterização do Efluente Tratado

A caraterização do efluente tratado à semelhança do afluente à ETAR foi baseada nas concentrações obtidas, para os vários parâmetros, em termos mensais com a representação do valor máximo e mínimo obtido em cada mês.

No entanto durante o primeiro mês de monitorização, a linha de tratamento da fase líquida completava apenas até ao decantador secundário. Só no início do mês de fevereiro o microtamisador e o tanque de desinfecção por UV entraram em funcionamento, pelo que só a partir desta altura foram recolhidas amostras nestes dois pontos da linha de tratamento, representativas da constituição do efluente tratado.

Deste modo nas Figuras 6.12 a 6.19, encontram-se apresentados os resultados obtidos das análises às amostras do efluente tratado à saída do sistema UV, assim como os VLE do D.L n.º 152/97 de 19 de junho para descarga no meio recetor (representados pela barra vermelha), cuja análise é feita no subcapítulo 6.4.1.

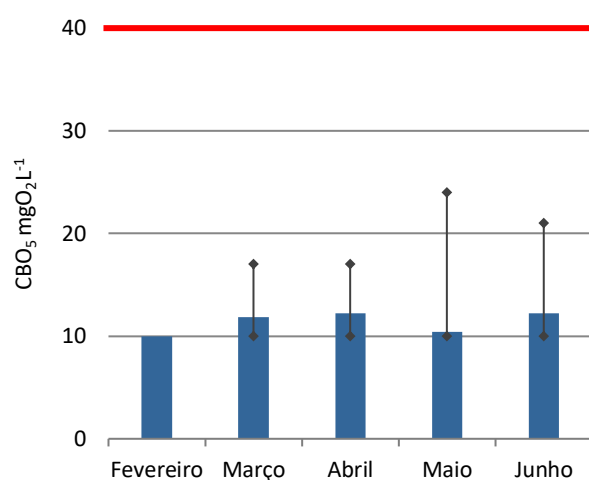


Figura 6.12 – Concentração de CBO₅ no efluente de UV e VLE

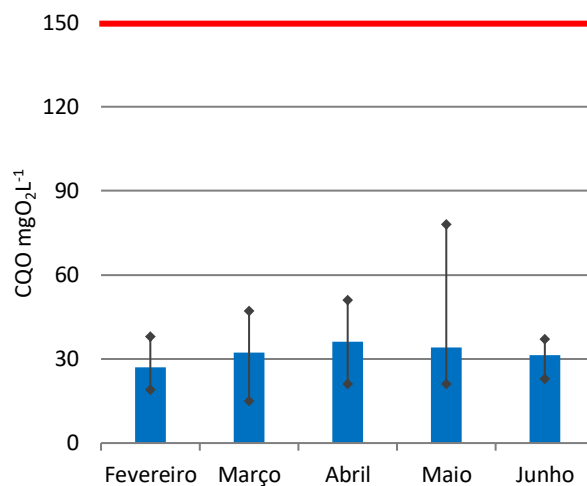


Figura 6.13 - Concentração de CQO no efluente de UV e VLE

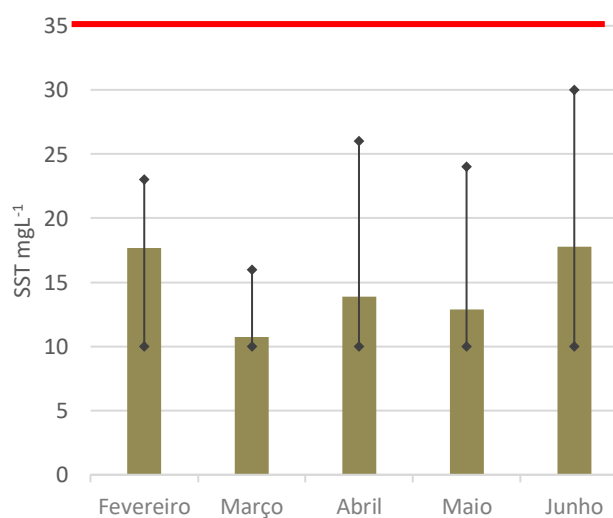


Figura 6.14 – Concentração de SST no efluente de UV e VLE

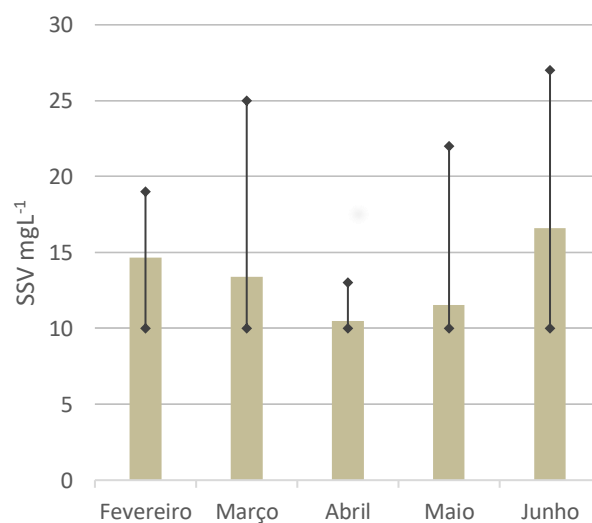


Figura 6.15 - Concentração de SSV no efluente de UV

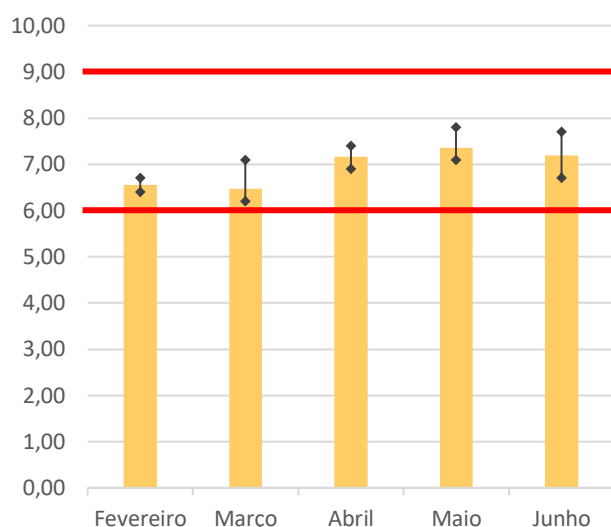


Figura 6.16 – pH no efluente de UV e VLE

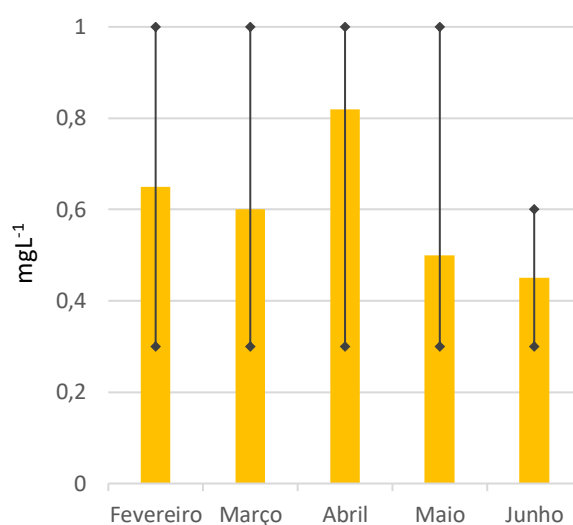


Figura 6.17 - Concentração de Óleos e Gorduras no efluente de UV

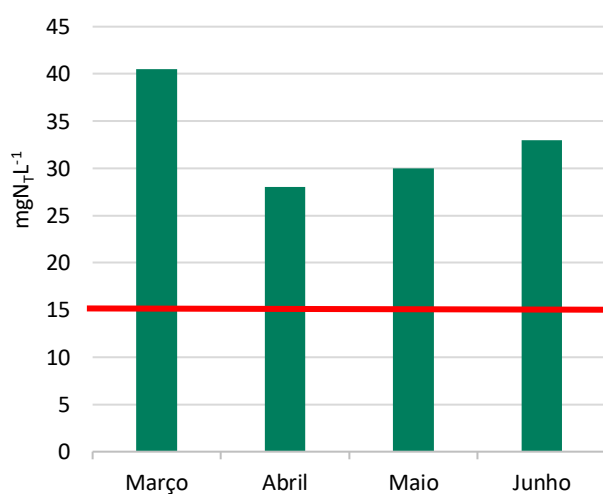


Figura 6.18 – Concentração de N_T no efluente de UV e VLE

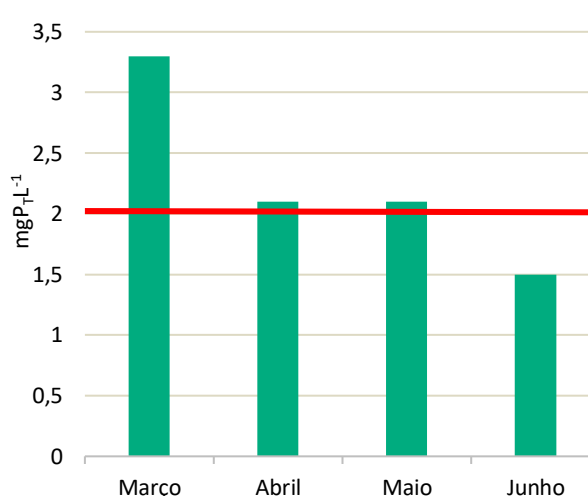


Figura 6.19 - Concentração de P_T no efluente de UV e VLE

Através da análise dos resultados relativos aos parâmetros indicadores da qualidade do efluente tratado à saída do sistema de UV, apresentados nas Figuras 6.12 a 6.19, é possível verificar que existe alguma variabilidade entre os resultados, com valores para o CBO₅ (10 – 12,2 mgO₂ L⁻¹), CQO (27– 39,4 mgO₂L⁻¹), SST (10,7 – 17,8 mgL⁻¹), SSV (10,5 – 16,6 mgL⁻¹), N_T (28 - 41 mgL⁻¹), P_T (1,5 – 3,4 mgL⁻¹), pH (6,47 – 7,36) e O&G (0,45- 0,82 mgL⁻¹)

Comparando os resultados entre os diferentes meses, para o CBO_5 observa-se que os meses de maio e junho apresentaram uma maior discrepância de valores, com concentrações máximas de 37 e 21 mgL^{-1} , respetivamente e mínimas de 10 mgL^{-1} . Também para o parâmetro do CQO, maio apresentou uma discrepância mais acentuada com uma média mensal de 39,4 mgL^{-1} , mas um valor máximo nesse mês de 78 mgL^{-1} e um valor mínimo de 21 mgL^{-1} , antecedido pelo mês de março onde foi registado uma concentração máxima de CQO de 51 mgL^{-1} e uma concentração mínima de 15 mgL^{-1} , e, cuja média mensal foi de 37 mgL^{-1} .

Relativamente aos parâmetros SST e SSV, os meses onde se registaram valores mais discrepantes foram abril e junho, com máximos de 26 mg L^{-1} e 30 mgL^{-1} para SST, e de 25 e 27 mgL^{-1} para SSV, respetivamente. Referente à concentração de óleos e gorduras, abril foi o mês cujo efluente tratado apresentou uma concentração mais elevada deste componente, cerca de 0,82 mgL^{-1} . Contrariamente a junho, que foi o mês com a concentração mais baixa (0,45 mgL^{-1}).

Quanto ao pH, tal como se verificou no afluente à entrada da ETAR foi o parâmetro onde não se verificou grande variabilidade entre valores, tendo os valores sido relativamente homogêneos ao longo da linha de tratamento. É possível verificar que em todos os meses o pH se situou no intervalo do VMR definido pelo DL. Nº 236/98.

Contrariamente às concentrações verificadas no afluente à entrada da ETAR, abril não foi o mês que apresentou as concentrações mais elevadas no efluente tratado. Isto poderá ter sido devido ao facto de neste mês se ter registado um caudal mais reduzido do que nos restantes meses. Menores caudais, ainda que as concentrações sejam superiores, conduzem a tempos de retenção hidráulicos maiores, que implicam um maior tempo de permanência na linha de tratamento. Por sua vez promovem uma degradação que, do ponto de vista da eficiência acaba por ser mais elevada, levando a por vezes a uma maior qualidade do efluente do que em meses com caudais superiores e concentrações no afluente de entrada inferiores.

A discrepância encontrada para os diferentes parâmetros no efluente tratado ao longo dos meses, poderá ter sido causada por inúmeros fatores, tais como o efeito de diluição de concentração de poluentes, decorrido da realização de operações para afinação nas várias etapas do processo de tratamento e a ocorrência de alguns problemas pontuais.

A ocorrência de problemas pontuais, como a avaria de um dos balastros que originou a acumulação de partículas em suspensão junto ao bloco de lâmpadas UV, que corroborou num aumento da concentração de sólidos no efluente tratado e na presença

de algas à saída do sistema de UV, é outro das possíveis razões para a variabilidade encontrada. Neste caso, alguns dos constituintes destas partículas em suspensão ao terem absorvido a radiação, contribuíram para a formação de depósitos nas lâmpadas e no canal UV (MetCalf e Eddy, 2003). Facto visível através dos valores das concentrações de CBO₅, CQO e SST, referentes ao mês de maio e junho (Figuras 6.12, 6.13 e 6.14).

6.4.1 Análise das características do efluente tratado de acordo com os requisitos de descarga no meio recetor.

O meio recetor do efluente final da ETAR Alfa, foi classificado como meio sensível, com perigo de eutrofização, o que implica que o tratamento da água residual cumpra os VLE ou as percentagens mínimas de remoção para descarga de águas residuais presentes no Quadro n.º 1, do Anexo I do Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho.

Na ETAR Alfa, aplicou-se simultaneamente para o N_T e para o P_T, os requisitos a que devem obedecer as descargas de águas residuais urbanas provenientes de aglomerações de dimensão superior a 10 000 e. p., quando localizadas em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização. Assim, tal como para os restantes parâmetros, N_t e o P_T foram monitorizados à saída da UV, por forma a avaliar se estão a ser respeitados os limites impostos para a remoção destes nutrientes.

Assim sendo, os requisitos de descarga definidos pelo referido decreto, bem como os objetivos de qualidade definidos no projeto são relativos aos parâmetros: CBO₅, CQO, SST, N_T e P_T.

De acordo com os resultados obtidos para este período, apresentados nas Figuras 6.12 a 6.19, apenas na concentração de N_T e P_T no efluente tratado, observaram-se diferenças mais expressivas relativamente aos outros parâmetros.

A média de N_T no efluente tratado ao longo do período de monitorização encontra-se acima do VLE estipulado pelo Dec. Lei nº 152/97 de 15 mg/L. Também para P_T, só no mês de junho a concentração mensal (1,5 mgL⁻¹) se encontrou abaixo do VLE (2 mgL⁻¹). Relativamente às restantes concentrações, pode aferir-se que o efluente tratado se encontra em total concordância com os requisitos de descarga e com os objetivos de qualidade definidos no projeto.

Pode assim afirmar-se, que a remoção biológica de azoto total e de fósforo total da água residual, não foi atingida na sua plenitude, permanecendo, ainda, uma significativa concentração de azoto e de fósforo no efluente final. Este facto, poderia ser contornado, provavelmente através do aumento da concentração de biomassa (capaz de

metabolizar estes nutrientes) existente no reator biológico, por meio do aumento da taxa de recirculação de lamas ou por outro lado, através do aumento do índice de O_2 dissolvido (ou aumento da duração do arejamento), útil para a degradação biológica e para o desenvolvimento bacteriano (MetCalf e Eddy, 2003; Pinto, 2015).

Para detetar a presença de bactérias dos coliformes fecais (CF) nas águas residuais, utiliza-se geralmente a bactéria *Escherichia Coli* como indicador de contaminação fecal (Monte e Albuquerque, 2010).

Deste modo para além dos parâmetros acima analisados e, apesar de não constar no D.L nº 152/97, também a concentração de CF foi monitorizada no efluente à saída da desinfecção UV, pela Diretiva n.º 91/492/CEE (Coli). Assim, na Figura 6.20 estão apresentadas as médias da concentração de CF (*Echerichia Coli*) ao longo dos vários meses (sendo que este parâmetro foi monitorizado só a partir de março) assim como, o VLE imposto pela Diretiva (representado na barra vermelha).

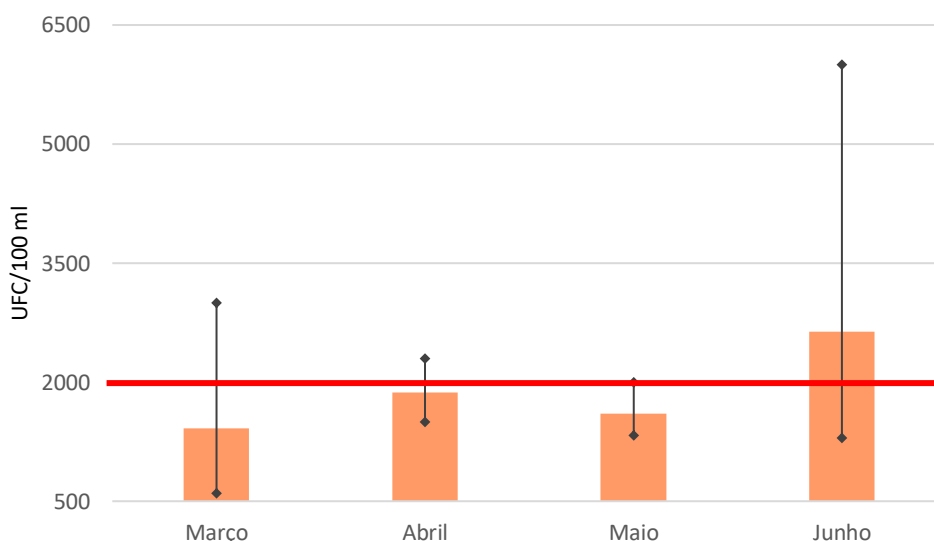


Figura 6.20 - Concentração média de CF no efluente de UV e VLE

Em relação aos valores de E.coli à saída do sistema de UV, de acordo com a eficiência do equipamento podem ser até 2000 UFC/100 ml. No entanto pela análise da Figura 6.20, o mês de junho apresenta uma média mensal (2640 UFC/100 ml) e uma concentração máxima neste mês de (6000 UFC/100ml), que se encontra acima do VLE para este parâmetro. A divergência encontrada no mês de junho poderá ter sido causada pela avaria de um dos balastros, que fez com que duas lâmpadas não estivessem a funcionar e por isso afetasse a eficiência do sistema de UV.

Segundo Monte e Albuquerque, (2010) quanto mais elevado o teor de SST na água menor a sua transmitância. Mas não é apenas a concentração de SST que condiciona a eficiência da desinfecção por UV, sendo a distribuição da dimensão das partículas também uma condicionante ao desempenho deste sistema. Os SST de pequenas dimensões presentes no efluente podem constituir escudos de proteção dos microrganismos, evitando que a radiação os atinja. Enquanto partículas de dimensões superiores absorvem radiação sem que esta penetre completamente, obrigando à aplicação de doses mais elevadas de radiação para atingir os microrganismos.

Este facto é verificado pela concentração de SST no efluente tratado no mês de junho ($16,6 \text{ mgL}^{-1}$) que apresentou a concentração média mais elevada, como é visível na Figura 6.14, e que, se traduziu na baixa eficiência de remoção E.coli pelo sistema de UV. Para além disso, também se observa que no mês de março e abril, apesar das médias mensais se encontrarem abaixo do VLE, ambos apresentam valores máximos superiores a 2000 UFC. Relativamente ao mês de março este valor (3000 UFC/100 ml) pode ter sido causado por aumento de caudal (devido a chuvas), que leva a uma redução da eficiência do equipamento.

6.4.2 Eficiência de tratamento

As percentagens de redução do CBO_5 e CQO, indicadores da carga orgânica presente nos efluentes e dos SST, em comparação com as percentagens mínimas de redução da carga do afluente, impostos pelo D.L. n.º 152/97 de 19 de junho, permitiu avaliar a eficiência global de tratamento da ETAR, objeto do estudo. Na Figura 6.21 são apresentadas as percentagens de redução de CBO_5 , CQO e SST nos diferentes meses. Na Tabela 6.3 são apresentadas as percentagens mínimas de redução.

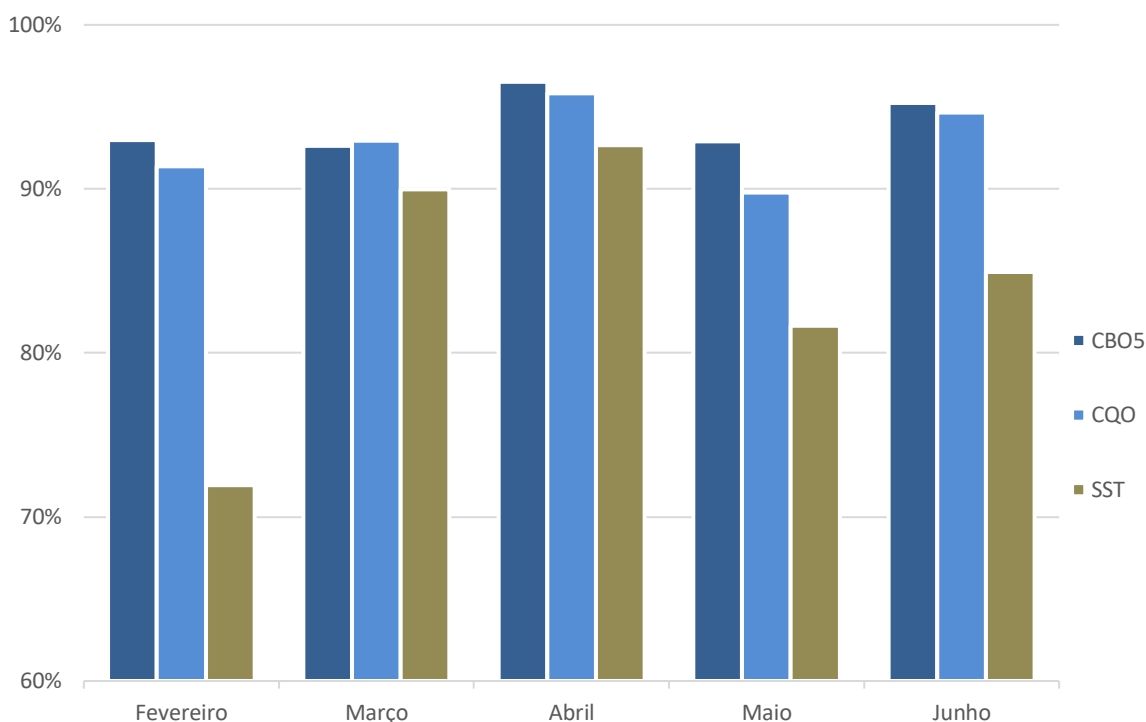


Figura 6.21 - Percentagens de remoção de CBO5, CQO e SST no efluente tratado

Tabela 6.3 - Objetivos de qualidade do efluente final da ETAR

Parâmetro	Concentração	Percentagem mínima de redução	Diploma Legal
CBO₅	25 mgO ₂ L ⁻¹	70 – 90%	D.L. n.º 152/97, de 19 de Junho
CQO	125 mgO ₂ L ⁻¹	75%	
SST	35 mgL ⁻¹	90%	
N_T	15 mgL ⁻¹	70 – 80%	
P_T	2 mgL ⁻¹	80%	
CT	10 000 NMP/100 ml	-	Diretiva n.º 91/492/CEE (Coli).
CF	2000 NMP/100 ml	-	Diretiva n.º 91/492/CEE (Coli).

Pela análise da Figura 6.21 em termos globais, foram observadas percentagens de redução mais elevadas para os parâmetros CBO₅ (93 – 96,5 %) e CQO (89,7 – 95,8%), cumprindo com as percentagens mínimas de redução. Relativamente aos SST, a percentagem de remoção variou entre 71 – 92,7 %, sendo o valor mais baixo referente ao mês de fevereiro. Tal como foi referido anteriormente, o mês de fevereiro por ser o

mês com duração mais curta, apresentou poucos dias de amostragem quando comparado com os restantes meses de monitorização, o que faz com que média calculada para este mês seja pouco representativa.

Para além de fevereiro, em maio e junho obteve-se uma percentagem de remoção de 81,6 % e 84,9%, percentagens estas, que tal como a de fevereiro, se encontram abaixo da percentagem mínima de remoção imposto pelo D.L nº 152/97 para os SST. Este facto pode ter sido originado pela acumulação de partículas em suspensão, que ocorreu junto ao bloco de lâmpadas UV e consequentemente ter aumentado a concentração de sólidos no efluente tratado, o que provocou uma diminuição da eficiência do sistema de desinfecção.

Para os parâmetros de N_T e P_T , o sistema não conseguiu remover de forma eficiente a presença destes nutrientes no efluente tratado. Apenas em junho, o valor obtido para a concentração de PT foi inferior ao VLE e que se traduziu numa eficiência de 74% que, mesmo assim se encontra abaixo do intervalo imposto pela legislação.

O facto da ETAR se encontrar em atividade há relativamente pouco tempo (apenas se deu o arranque da mesma em janeiro deste ano) pode ser justificação para que não se tenha obtido percentagens de redução de carga poluente tão elevadas, sendo esta variabilidade, consequência de testes e operações realizados para afinação das etapas de tratamento.

6.5 Caraterização do efluente da Ultrafiltração

Integrando o objetivo principal deste trabalho, na perspetiva de reutilização do efluente tratado, foram avaliadas as concentrações de SST e CF (*Echerichia Coli*) no permeado da UF. Uma vez que, os usos para a reutilização da água na ETAR Alfa, passam pela rega dos espaços da ETAR, estas foram comparadas relativamente à qualidade das águas destinadas à rega, de acordo com os valores máximos de recomendação (VMR) definidos pelo D.L. nº 236/98, apresentadas no Apêndice II. Para além disto, foi avaliada a eficiência de remoção para estes dois parâmetros, no sistema de UF por forma a averiguar se foi notória do ponto de vista de qualidade, a sua incorporação na linha de tratamento.

Na Figura 6.22 são apresentadas as concentrações mensais ao longo dos meses de março a junho para os SST, assim como a percentagem de redução de SST na UF.

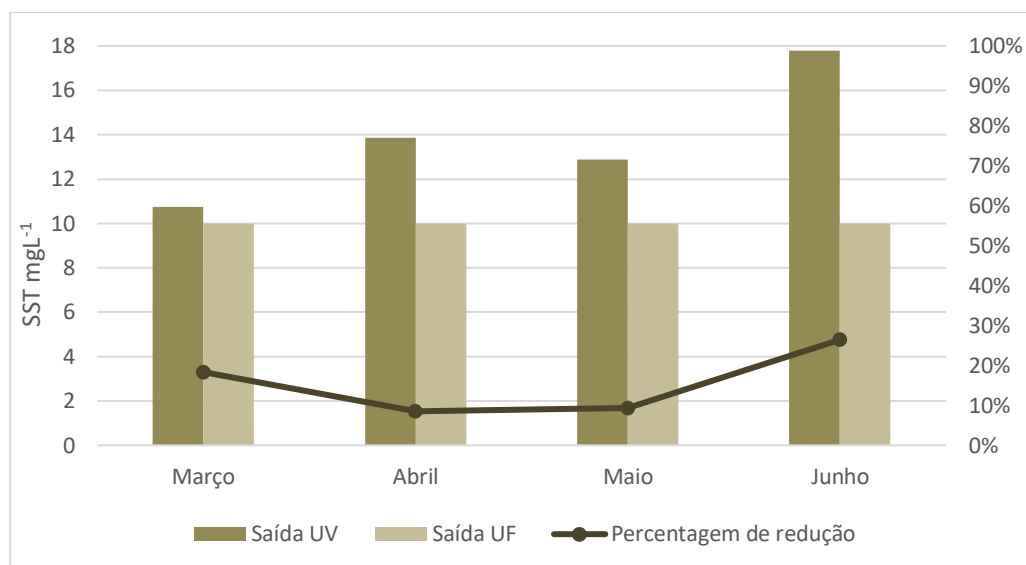


Figura 6.22 - Concentração de SST no efluente de UV e no efluente de UF

No caso dos SST, tal como foi visto no efluente à saída dos UV, os resultados já se encontravam de acordo com o esperado abaixo do VLE do D.L. nº152/97 e do VMR do D.L nº 236/98 para rega – 60 mgL⁻¹. Após o efluente passar pelo sistema de UF, obtiveram-se concentrações inferiores ou iguais a 10 mgL⁻¹, sendo impossível de quantificar este parâmetro pelo método utilizado na análise, considerou-se 10 mgL⁻¹. Deste modo, a eficiência de remoção para este parâmetro não se mostrou muito alta sendo mais expressiva no mês de junho (26,4%), uma vez que através do microtamizador se conseguiram atingir concentrações de SST bastante reduzidas.

Na Figura 6.23, apresentam-se as médias mensais de coliformes fecais no permeado da UF, assim como os valores máximos e mínimos obtidos em cada mês.

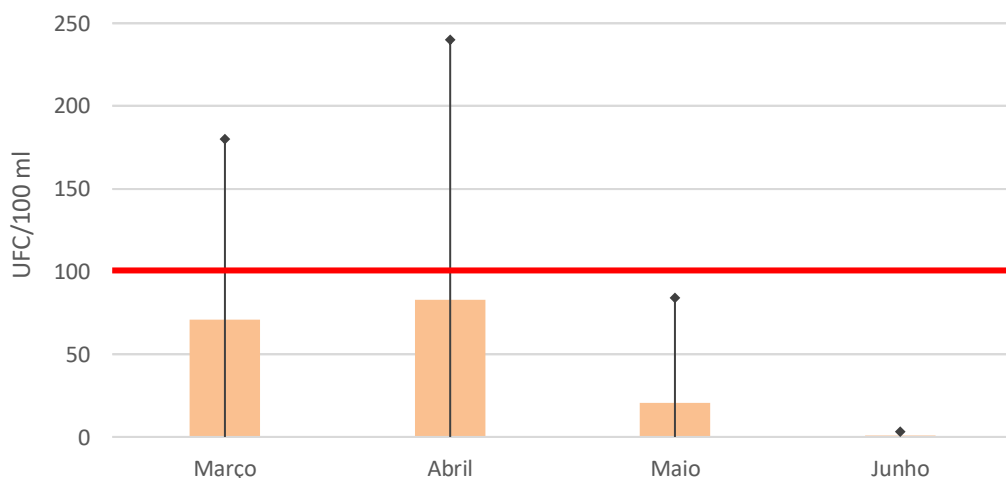


Figura 6.23 - Concentração de Coliformes Fecais no permeado de UF

Em relação à microbiologia, pela análise dos resultados apresentados na Figura 6.23, é possível verificar que nos quatro meses de monitorização a média mensal para os CF encontra-se abaixo do VMR exigido pelo DL 236/98 (Anexo XIV) de 100 UFC/100 ml. No entanto, no mês de março e abril registaram-se concentrações médias de CF superiores às dos outros meses assim como valores máximos de E.Coli superiores a 100 (180 UFC/100ml e 240 UFC/100 ml, respetivamente). Na tabela seguinte (Tabela 6.4), pode observar-se melhor como variaram as concentrações de Coliformes Fecais durante os dias de amostragem por mês.

Tabela 6.4 - Número de dias de amostragem por variação de concentração de E.coli

	Parâmetro	Março	Abril	Maio	Junho
Concentração de E.Coli UFC/100 ml	Média	71	86,2	20,6	0,80
	Máximo	180	260	84	3
	Mínimo	0	0	0	0
	Dias de Amostragem	7	6	7	5
	>100	2	2	0	0
]50 – 100]	1	2	1	0
]0-50]	3	0	4	2
	0	1	2	2	3

Pela análise da tabela, é possível inferir que durante o mês de março, a maioria das amostras foram inferiores a 50 UFC/100 ml, tendo havido apenas dois dias com amostras superiores a 100 UFC/100 ml. Também no mês de abril, nos seis dias de amostragem apesar de ter havido dois dias com concentrações acima do valor espectável pelo sistema de UF (100 UFC/ 100 ml), existiram dois dias cujas concentrações foram de 0 UFC/100 ml.

Esta discrepância de valores pode estar relacionada com o tempo de permanência do efluente no reservatório de água de serviço de saída da UF. Devido ao baixo consumo de água de serviço no período de arranque do sistema de UF, a sua permanência no reservatório, leva a tempos de retenção superiores a 24 horas o que impede que o efluente se renove rapidamente e por isso possa proporcionar algum crescimento microbiano, já após a desinfecção por UV e UF.

No mês de maio, a maioria das amostras recolhidas do permeado de UF apresentaram concentrações compreendidas entre 0 UFC/ 100 ml e 50 UFC/ 100 ml,

sendo no mês de junho a presença de coliformes fecais praticamente nula (0,82 UFC / 100ml).

À semelhança do caso de estudo apresentado por Falsanisi, Liberti e Notarnicola, 2010, as membranas de ultrafiltração representaram uma barreira confiável que alcançou a remoção de *E. coli* e coliformes totais (*E. coli* <10 UFC / 100 mL e coliformes totais < 2,2 UFC / 100 mL). O sistema de ultrafiltração produziu efluentes equivalentes aos de águas residuais oxidadas, coaguladas, clarificadas e filtradas (isto é, < 0,2 mg / L de SST; < 0,2 NTU de turbidez e 1 mg / L de CBO).

No entanto, também neste estudo foram detetadas esporadicamente a presença de coliformes fecais, ainda que inferiores ao limite imposto pela legislação, no permeado da UF. O que levou a concluir pelos autores que, este facto pode ser devido também ao rápido alcance da pressão transmembranar máxima, que leva a uma diminuição da capacidade de retenção das membranas. E por isso, este parâmetro deve ser monitorizado minuciosamente ao longo do processo, e antes de atingir o seu máximo deve ser aplicado uma limpeza em contra lavagem mais forte ou uma limpeza química das membranas.

Na Figura 6.24, estão apresentadas as percentagens de remoção de *E.coli* do sistema de desinfecção UV após tratamento secundário, e do sistema de UF após a desinfecção por UV.

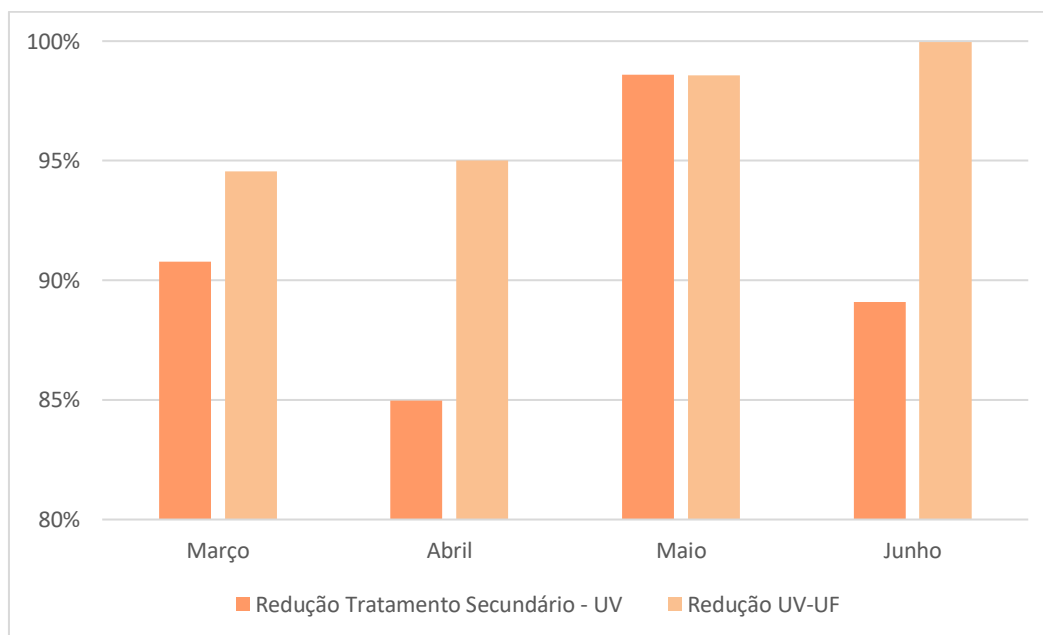


Figura 6.24 - Percentagens de remoção do sistema UV e UF

Através da análise da Figura 6.24, verificou-se que a eficiência do sistema de UF aumentou desde o mês de março (94,4) até junho (99,9%). Este aumento pode ser explicado pelo facto de o mês de março ter sido o mês onde se deu o início de arranque da UF, e por esse motivo, o equipamento ainda não se encontrar totalmente afinado. Para além disso também, tal como citado anteriormente, no período inicial ter havido um baixo consumo de água para reutilização e isso ter causado o aumento de microrganismos no efluente tratado contribuindo para uma eficiência da UF mais baixa, quando comparada com os meses seguintes.

A discrepância das percentagens de remoção à saída do sistema de UV e à saída do sistema de UF é bastante notória. No entanto no mês de maio, a eficiência de remoção de ambos os tratamentos foi praticamente homogénea.

De acordo com Asano *et al.*, (2007), se a eficiência do processo for inferior a 80%, o processo não será viável ou fiável e tornar-se-á um fardo financeiro na linha de tratamento. Pelos resultados obtidos, verifica-se que para todos os meses, o sistema de UF apresentou eficiências de remoção bastante elevadas e superiores a 80%, mostrando-se um processo bastante eficaz na remoção de CF da água residual tratada.

6.6 Balanço energético do sistema de ultrafiltração

Os elevados consumos energéticos têm constituído um óbice à utilização de processos de membranas no tratamento de águas residuais. Contudo, os notáveis avanços tecnológicos verificados nas últimas décadas têm vindo a permitir baixar significativamente os consumos energéticos, permitindo a entrada das membranas no mundo das tecnologias emergentes para tratamento de águas residuais e para tratamento complementar de águas residuais tratadas destinadas a reutilização (Godinho *et al.*, 2012).

Por forma a avaliar o consumo energético do sistema de UF e a sua influência nos custos de energia elétrica da ETAR Alfa, foi feita uma estimativa dos consumos energéticos do sistema de UF associada aos equipamentos e às diferentes etapas que o compõem, assim como as respetivas potências e períodos de funcionamento.

O tratamento UF tem uma duração média diária de duas horas e como referido no subcapítulo 4.3, divide-se nas seguintes fases:

- Filtração (ciclos de 25 minutos)
- Limpeza *Backwash* (ciclos de 1,5 minutos)
- Limpeza CEB (1 ciclo de 17,5 minutos por dia)
- Limpeza CIP (6 ciclos seguidos de 1 hora e 7 minutos por mês)

Na Tabela 6.5 apresentam-se os vários equipamentos que constituem o sistema de UF e as respetivas potências unitárias (KW).

Tabela 6.5 – Potência unitária por tipo de equipamento

Equipamento	Tipo		Potência Unitária [KW]
	Serviço	Reserva	
Estação Elevatória do Efluente Tratado	1	1	4,14
Bomba de Alimentação às Membranas	1	1	5,5
Bomba <i>Backwash</i>	1	1	5,5
Bomba CIP	1	-	1,1
Bomba Doseadora de Hipoclorito de Sódio	1	-	0,02
Bomba Doseadora de Ácido Cítrico	1	-	0,07

Os equipamentos utilizados em cada subfase da ultrafiltração são apresentados na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 – Equipamentos utilizados nas subfases da UF

Fase	Subfases	Equipamento utilizado
UF	Filtração	Estação Elevatória do Efluente Tratado Bomba Alimentação Membranas
	Limpeza <i>Backwash</i>	Bomba Alimentação Membranas Bomba <i>Backwash</i>
	Limpeza CEB	Bomba <i>Backwash</i> Bomba de Alimentação Bomba Doseadora de Hipoclorito de Sódio Bomba Doseadora de Ácido Cítrico
	Limpeza CIP	Estação Elevatória do Efluente Tratado Bomba Alimentação Membranas Bomba <i>Backwash</i> Bomba CIP Bomba Doseadora de Hipoclorito de Sódio Bomba Doseadora de Ácido Cítrico

Através da equação 5, calculou-se a Energia consumida diariamente (KWh/dia) de cada um dos equipamentos associados.

$$E = P \times t \quad (5)$$

Sendo:

E – Energia consumida diariamente

P – Potência do equipamento

t – Tempo diário de operação dos equipamentos

Na Tabela 6.7, são apresentados os tempos de funcionamento dos equipamentos e as respectivas potências associadas a cada uma das fases, assim como a energia consumida por dia.

Tabela 6.7 – Tempos de funcionamento, potências e energia consumida em cada subfase da UF

Fase	Subfase	Tempo [min/ciclo/dia]	Tempo [min/dia]	Tempo [hora/dia]	Potência total dos equipamentos utilizados [KW]	Energia [KWh/dia]
Ultrafiltração	Filtração	25,00	113,21	1,89	9,64	18,19
	Limpeza <i>Backwash</i>	1,50	6,79	0,11	11,00	1,25
	Limpeza CEB	17,57	17,57	0,29	11,09	3,25
	Limpeza CIP	13,36	13,36	0,22	16,33	3,64
					Total	26,32

Os consumos energéticos médios diários relativos à ETAR Alfa, no período de março a junho apresentam-se na Tabela 6.8.

Tabela 6.8 – Consumos energéticos médios diários de junho a junho

Mês	Consumo Médio Diário [KWh]
Março	395,74
Abril	346,60
Maio	343,95
Junho	354,93
Média	360,31

Admitindo-se um custo de energia de 0,17 €/kWh. O consumo de energia elétrica previsto é apresentado na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 – Custo médio energético total e do sistema de UF

Período	Custo médio energético [€]		UF [%]
	Total	UF	
Dia	61,25 €	4,47 €	7,30%
Mês	1 837,57 €	134,22 €	
Ano	22 050,82 €	1 610,60 €	

Observando a Tabela 6.9, pode-se concluir que, para a ETAR Alfa, a UF representa 7,30% do custo total energético

7 Conclusões e desenvolvimentos futuros

7.1 Conclusões

Ao longo do período de monitorização que constituiu a fase de arranque do processo de tratamento de água residual da ETAR Alfa, constata-se que foram atingidos os objetivos de qualidade para o efluente tratado, tendo produzido um efluente final de excelente qualidade com variações de concentrações bastante abaixo dos VLE para descarga no meio recetor.

No entanto, não se conseguiu remover de modo eficiente a quantidade necessária de nutrientes (Azoto e Fósforo Total) presentes na água residual afluyente, encontrando-se, após o tratamento, concentrações acima do VLE estipulado para estes parâmetros. Embora, se apresentem como situações de incumprimento, perante os VLE exigidos pelo D.L nº 152/97 para zonas sensíveis suscetíveis a eutroficação (15 mgL^{-1} para N_T e 2 mgL^{-1} para P_T), tendo em conta o curto período de tempo a que a ETAR se encontrava a funcionar, e a fraca representatividade do número de amostras no período de estudo, estas infrações, podem ter sido causadas pelo facto de as condições de tratamento ainda estarem a ser afinadas e alvo de constantes intervenções por forma a otimizar o processo de tratamento.

Em termos qualitativos as águas residuais afluentes à ETAR apresentaram grande variabilidade, em termos de concentração de poluentes. Essa variabilidade foi também observada no efluente tratado, sendo que esta nem sempre resultou da relação linear entre as concentrações verificadas no afluyente. Mas poderá estar relacionada com os tempos de retenção de caudais na linha de tratamento que providenciaram uma maior degradação e consequentemente, concentrações mais baixas do que em meses cujas concentrações no afluyente foram menores.

Em termos quantitativos, apenas uma pequena percentagem do volume total de efluente tratado, durante o período de estudo, foi reutilizada como água de serviço para usos internos na ETAR, como lavagens, preparação de polieletrólito, desidratação de lamas e rega de espaços verdes. A reutilização foi máxima no mês de março (5,1%) devido a neste mês o sistema de UF ter estado a funcionar durante mais horas. O baixo valor de caudal reutilizado pode ser providenciado pelo facto, da ETAR no período decorrente estar a receber caudais bastante inferiores ao dimensionado para o ano zero o que resulta em menores caudais de efluente, e também pelo consumo de água de serviço nesta primeira fase inicial ainda não ser muito elevado.

Quanto à qualidade do efluente para reutilização, pode-se constatar que a presença de coliformes fecais é bastante baixa e praticamente inexistente, no permeado da UF. Embora tendo ocorrido, neste período, situações pontuais que ultrapassaram a eficiência máxima suposta do sistema de UF (<100 UFC/ 100 ml) instalado na ETAR e o VMR pelo DL nº236/98. Estas concentrações mais elevadas, tiveram origem no tempo de permanência do efluente, após UF, no reservatório de água de serviço, que providenciou um surto de crescimento microbiológico, provavelmente devido ao facto de este não ter estado devidamente desinfetado para garantir a qualidade microbiológica após o efluente ter passado pelo sistema de UF.

De uma perspetiva de pré-tratamento para as membranas de UF, tal como foi citado anteriormente, menores concentrações de matéria orgânica na água diminui o potencial de colmatção desta. Assim como uma menor presença de micro-organismos no afluente à UF evita o desenvolvimento de biofilme nas membranas (*fouling*). Assim sendo, o sistema de microtamisação e de desinfecção por UV, constituem o pré-tratamento do sistema de UF, com critérios de remoção de matéria orgânica e micro-organismos da água que reduzem o potencial de colmatção do sistema de UF, uma vez que a ultrafiltração produz permeados com concentrações mais baixas que estes.

No que se refere à concentração de SST no permeado, as concentrações obtidas após a UF, foram sempre abaixo do valor de detenção. Não havendo grande expressividade na remoção deste parâmetro, uma vez que através do microtamisador já se obteve concentrações inferiores ao VMR para águas residuais destinadas à rega e ao VLE para a descarga no meio recetor.

O objetivo deste trabalho foi aferir se o sistema de UF seria viável do ponto de vista do tratamento da água residual para sua reutilização. Cujas vantagens já eram comprovadas no caso de tratamento de água para consumo, mas no caso do tratamento e reutilização de águas residuais não é tão comum o recurso a UF como fim da linha de tratamento.

Em suma o sistema de UF permitiu eficiências de remoção de CF compreendidas entre 95 % a 100%, o que permite concluir que de facto, o sistema de UF se mostrou rentável do ponto de vista de qualidade microbiológica, atingindo valores bastantes inferiores ao VMR (100 UFC / 100 ml). Deste modo, pode-se afirmar que no caso de bactérias que possuam dimensões compreendidas nesta faixa de tamanhos, estas também foram removidas.

Referente ao balanço energético, devido à carência de dados que permitissem a realização de um estudo mais aprofundado, este consistiu numa estimativa rudimentar daqueles que podem ser os gastos energéticos associados ao sistema de UF. Neste sentido, foi possível aferir que relativamente ao custo total de energia elétrica da ETAR o sistema de UF apresenta um peso de 7,30%, que se traduz num gasto 134,22 € por mês.

7.2 Desenvolvimentos futuros

Na sequência do estudo desenvolvido na presente dissertação, são apresentadas algumas sugestões para uma possível continuação deste trabalho:

- Neste trabalho não foram monitorizados ao longo do processo de UF o efeito de *fouling* e de polarização por concentração, efeitos esses que são importantes para compreender o estado da membrana e a sua eficiência de remoção ao longo do tempo.
- O comportamento do efluente no reservatório (com a variação do seu tempo de retenção) poderá ser mais estudado para permitir aferir a evolução da qualidade do efluente e a sua relação com o tempo de retenção.
- Do ponto de vista de custos, a principal desvantagem dos sistemas de UF é o elevado consumo energético, pelo que em trabalhos futuros seria interessante determinar os consumos deste equipamento durante o período de funcionamento, e nas diferentes etapas de lavagem. Por forma a aferir se a monitorização das subfases do sistema de UF têm um contributo significativo do ponto de vista de gastos energéticos aliado à eficiência de remoção.

Referências bibliográficas

- Abdelrasoul, A., Doan, H. and Lohi, A. (2013) "Fouling in Membrane Filtration and Remediation Methods, Mass Transfer"- *Advances in Sustainable Energy and Environment Oriented Numerical Modeling*, Dr. Hironori Nakajima (Ed.). Intech Open Access Publisher. 2013; pp. 195–218.
- Acero, J.; Benitez, J.; Leal A.; Real F. and Teva, F. (2010) "Membrane filtration technologies applied to municipal secondary effluents for potential reuse", *Journal of Hazardous Materials*. Elsevier B.V., 177(1–3)
- APA (2016) 'Relatório do Estado do Ambiente 2016', p. 204.
- Arnal, J. M., García-Fayos, B. and Sancho, M. (2011) 'Chapter 3: Membrane cleaning', *Expanding Issues in Desalination*, pp. 63–84.
- Asano, T. et al. (2007) *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. New York. McGraw-Hill.
- Asano, T. and Levine, A. D. (2004) 'Recovering sustainable water from wastewater.', *Environmental science & technology*.
- Baker, R. W. (2004) *Membrane Technology and Applications*, Membrane Technology and Applications.
- Barba, D., Caputib, P. and Cifonic, D. (1997) *Drinking water supply in Italy*.
- Beltrão, J., Costa, M., Dionísio L., Brito, J.; Guerrero; C. and Neves, M. (2005) *Utilização de recursos hídricos não convencionais na rega*.
- Bixio, D. Thoye, C. Koning, J. Joksimovi and Savic, D. (2006) 'Wastewater reuse in Europe', *Desalination*, 187(1–3), pp. 89–101.
- Bourgeois, K., Darby, J. and Tchobanoglous, G. (2000) *Ultrafiltration of wastewater : Effects of particles , mode of operation , and backwash effectiveness*. *Water Res.*, 35(1), 77-90.
- Branco, A. (2007) *Novos paradigmas para a gestão da água e dos serviços de água e saneamento: o caso de Portugal*, Water. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Carvalho, J. (2008) *Recuperação de Ácido Láctico por Filtração Tangencial*.

Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico - Universidade de Lisboa.

Collins, R., Kristensen, P. and Thyssen, N. (2009) *Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought.*, EEA. doi: 10.2800/16803.

Crozes, G., Anselme, C. and Mallevialle, J. (1993) 'Effect of adsorption of organic matter on fouling of ultrafiltration membranes', *Journal of Membrane Science*, 84(1–2), pp. 61–77.

DOW Water & Process Solutions (2009) 'Manual do Produto'.

Doyen, W. (1997) *Latest developments in ultrafiltration for large-scale drinking water applications*, Desalination.

Droste, R. L. (1997) *Theory and practice of water and wastewater treatment*. NY: John Wiley & Sons, Inc.

ERSAR (2016) *Relatório Anual dos Serviços de águas e Resíduos em Portugal - Caracterização do Setor de Águas e Resíduos*.

Espírito Santo, L. (2008) *Sistemas Simplificados de Saneamento de Águas Residuais*. *Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico*.

Falsanisi, D., Liberti, L. and Notarnicola, M. (2010) 'Ultrafiltration (UF) Pilot Plant for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture: Impact of the Operation Mode on Process Performance', *Water*, 2, pp. 872–885.

Fatta, D.; Nikolaou, A.; Achilleos, A. and Meriç, S. (2007) 'Analytical methods for tracing pharmaceutical residues in water and wastewater', *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 26(6), pp. 515–533.

Geilvoet, A. (2007) *Fouling modification during pretreatment for dead-end ultrafiltration of wwtp effluent*. Delft University of Technology.

Godinho, C.; Primo, N.; Raposo, C.; Mota, R. and Epifâneo, L. (2012) *Utilização de membranas de Ultrafiltração no Tratamento de águas residuais para reutilização*.

Gomes, D. (2012) *Estudo da reutilização de uma água residual tratada na rega paisagística*. *Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa*.

Gomes, S. (2011) *Análise da viabilidade económica da reutilização de águas residuais tratadas: o caso da ETAR do Ave. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia - Universidade do Minho.*

Gonçalves, A. (2011) *'Avaliação da reutilização de água residual tratada para consumo humano por processos de separação por membranas', Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.*

Kimura, K.; Hane, Y.; Watanabe, Y. and Amy, G. , (2004) *'Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water', Water Research, 38(14–15), pp. 3431–3441.*

Konieczny, K. (1998) *'Disinfection of surface and ground waters with polymeric ultrafiltration membranes', Desalination, 119, pp. 251–258.*

Koros, W. J., Ma, Y. H. and Shimidzu, T. (1996) *Terminology for Membranes and Membrane Processes, Associate Member: J. R. Lyerla (Boddeker (Germany); A. G. Fane (Australia); W. J. Koros (USA).*

Messias, M. S. (2012) *Análise da viabilidade de reutilização do efluente da ETAR de Beírolas para rega paisagística da área do Parque do Tejo. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa*

MetCalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse. 4º. Editions, The McGraw-Hill International.*

Monte, H. M. and Albuquerque, A. (2010) *Guia Técnico de Reutilização de Águas Residuais. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, 1ª Edição, 2010.*

Mulder, M. (1997). *Basic Principles of Membrane Technology. 2nd Edition. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.*

Nazari, R., Eslamian, S. and Khanbilvardi, R. (2012) *Water Reuse and Sustainability, Ecological Water Quality –Water Treatment and Reuse.*

Oliveira, T. F. de (2010) *Tratamento de água para abastecimento público por sistema de separação por membrana de ultrafiltração: estudo de caso na ETA Alto da Boa Vista (São paulo, SP). Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.*

PEAASARII (2007) *PEAASAR II - Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de*

Saneamento de Águas Residuais 2007–2013, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. doi: 978-989-8097-00-2.

Peig, B. (2011) Modelo para otimização do projeto de sistemas de ultrafiltração, Dissertação de Mestrado.

Pinto, N. F. (2015) 'Contributo para a minimização do consumo energético numa ETAR : estudo do efeito de diferentes proporções de lamas primárias e ativadas no processo de digestão anaeróbia'. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Pirnie, M. (2001) Low-Pressure Membrane Filtration for Pathogen Removal : Application , Implementation , and Regulatory Issues, Environmental Protection Agency.

PNUEA (2012) Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água 2012-2020.

Poele, S. (2005) Foulants in ultrafiltration of wwtp effluente, Technology Entrepreneurship. University of Technology, Delft.

Portugal, D. (2015) Mestrado Integrado em Engenharia Biomédica. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Ramalho, P. ; Pedras, C.; Coinceição, S and Rosa, J. (2007) "Dimensionamento de um sistema de rega para utilização de águas residuais tratadas". II Congresso Nacional de Rega e Drenagem, Fundão 2007.

Ranade, V. and Bhandari, V. (2014) Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse.

Raschid-Sally, L. and Jayakody, P. (2008) Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: results from a global assessment.

Ribeiro, D. (2014) Desenvolvimento e caracterização de membranas para aplicação no processo de produção de energia por Osmose Retardada por Pressão (PRO). Dissertação de Mestrado..Instituto Superior Técnico.

Santos, M. M. C. (2008) Reutilização de águas residuais urbanas tratadas. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Sato, T; Qadir, M. and Yamamoto, S., (2013) "Global, regional, and country level need

for data on wastewater generation, treatment, and use" *Agricultural Water Management*. Elsevier B.V.

Schwab, K. (2015) "The global competitiveness 2015-2016", World Economic Forum.

Shon, H. K; Vigneswaran, S.; Kandasamy, J. and Cho, J. (2011) "Membrane technology for organic removal in wastewater", *Water and Wastewater Treatment Technologies*. Encyclopedia of Life Support Systems.

Soares, F. (2012) *Contributo para a Avaliação da Possibilidade de Reutilização de Águas Cinzentas*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Song, L. and Elimelech, M. (1995) 'Theory of concentration polarization in crossflow filtration', *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions*, 91(19), p. 3389.

Sousa, G. (2009) *O diagnóstico de uma ETAR como suporte à decisão para a reutilização do efluente tratado - Caso de estudo da ETAR de Coruche*. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa.

Suez (2014) *ZeeWeed* Pressurized Ultrafiltration, Fact Sheet*.

Tavares, N. (2008) *Reactores Biológicos de Membranas no Tratamento de águas residuais Estudo Prévio - MBR Compacto*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H. (2004) "Wastewater Engineering Treatment and Reuse". Boston. McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Darby, J., Bourgeois, K., McArdle, J., Genest, P., & Tylla, M. (1998). *Ultrafiltration as an advanced tertiary treatment process for municipal wastewater*. *Desalination*, 119 (1-3), 315-322.

Teixeira, M. M. R. (2001) *Ultrafiltração no tratamento de águas para consumo humano*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Teixeira, M. and Rosa, M. J. (1998) *Recuperação de água industrial utilizando tecnologia de membranas*. Available at: <http://hdl.handle.net/10400.1/1119>.

UN Water (2016) 'Towards a Worldwide Assessment of Freshwater Quality: A UN-Water Analytical Brief', pp. 1–36.

UN WWAP (2017) WWAP (United Nations World Water Assessment Programme).

Available at: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002471/247153e.pdf>.

Wagner, J. and Eng, B. S. C. (2001) "Membrane Filtration Handbook Practical Tips and Hints", (Second Edition) OSMONICS.

WHO and UNICEF (2017a) Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene WHO Library Cataloguing-in-Publication Data. Available at:

<http://www.wipo.int/amc/en/%0Ahttp://www.who.int/about/>.

WHO and UNICEF (2017b) WASH in the 2030 Agenda New global indicators for drinking water, sanitation and hygiene. doi: <https://www.washdata.org>.

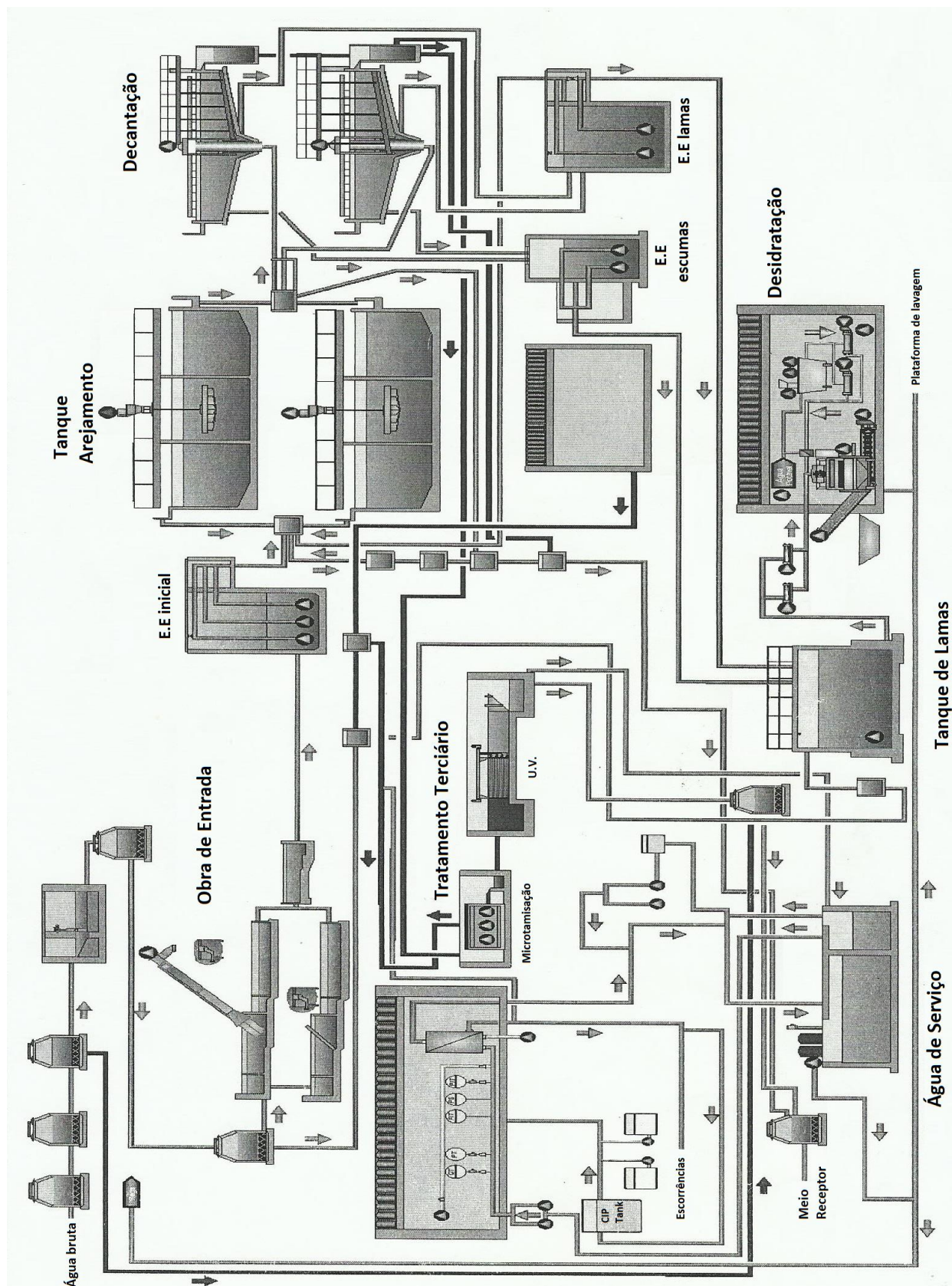
Wintgens, T.; Melin, T.; Schafer, A.; Khan, S.; Muston, M.; Bixio, D. and Thoeye, C. (2005) 'The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse', *Desalination*, 178(1–3 SPEC. ISS.), pp. 1–11..

Zhang, C. (2006) An assessment of centralized and decentralized wastewater reclamation systems in Beijing, Wageningen: MSc thesis.

Zhou, H. and Smith, D. W. (2002) "Advanced technologies in water and wastewater treatment ", *Journal of Environmental Engineering and Science*.

Apêndices

Apêndice I – Esquema de tratamento da ETAR Alfa



Apêndice II – Tabela Informativa

Tabela A1 – Qualidade da água destinadas à rega (Anexo XVI D.L nº 236/98)

Parâmetros	Expressão dos Resultados	VMR	VMA
Alumínio (Al)	mgL ⁻¹	5,0	20
Arsénio (As)	mgL ⁻¹	0,10	10
Bário (Ba)	mgL ⁻¹	1,0	
Berílio (Be)	mgL ⁻¹	0,5	1,0
Boro (B)	mgL ⁻¹	0,3	3,75
Cádmio (Cd)	mgL ⁻¹	0,01	0,05
Chumbo (Pb)	mgL ⁻¹	5,0	20
Cloretos (Cl)	mgL ⁻¹	70	
Cobre (Cu)	mgL ⁻¹	0,05	10
Crómio total (Cr)	mgL ⁻¹	0,20	5,0
Estanho (Sn)	mgL ⁻¹	0,10	20
Ferro (Fe)	mgL ⁻¹	2,0	-
Flúor (F)	mgL ⁻¹	5,0	-
Lítio (Li)	mgL ⁻¹	1,0	15
Manganés (Mn)	mgL ⁻¹	2,5	5,8
Molibdénio (Mo)	mgL ⁻¹	0,20	10
Níquel (Ni)	mgL ⁻¹	0,005	0,05
Nitrato (NO ₃)	mgL ⁻¹	0,5	2,0

Tabela A2 – Qualidade da água destinadas à rega (continuação)

Parâmetros		Expressão dos Resultados	VMR	VMA
Selénio (Se)		mgL ⁻¹	50	-
Sulfatos (SO ₄)		mgL ⁻¹	0,02	0,05
Vanádio (V)		mgL ⁻¹	575	-
Zinco (Zn)		mgL ⁻¹	0,10	1,0
Salinidade	CE	mgL ⁻¹	1	-
	SDT	mgL ⁻¹	640	-
SAR		Adimensional	-	8
Sólidos Suspensos Totais (SST)		mgL ⁻¹	60	-
pH		Escala de Sorensen	6,5 – 8,4	-
Coliformes fecais		unidades/100 ml	100	-
Ovos de parasitas intestinais		unidades L ⁻¹	-	1